

De invloed van RWZI's op de ecologische waterkwaliteit

Effecten op macrofauna en diatomeeën bij Waterschap Aa en Maas

M. Dorenbosch, M. de la Haye, J. van der Wal & M. Sanabria



**WAARDEN
BURG**
Ecology

**we
consult
nature.**

De invloed van RWZI's op de ecologische waterkwaliteit

Effecten op macrofauna en diatomeeën bij Waterschap
Aa en Maas

M. Dorenbosch, M. de la Haye, J. van der Wal & M. Sanabria

De invloed van RWZI's op de ecologische waterkwaliteit

Effecten op macrofauna en diatomeeën bij Waterschap Aa en Maas

M. Dorenbosch, M. de la Haye, J. van der Wal & M. Sanabria

Status uitgave: definitief

Rapportnummer:	23-334
Projectnummer:	23-0040
Datum uitgave:	26-09-2023
Projectleider:	drs. M.A.A. de la Haye
Tweede lezer:	Drs. W.M. Liefveld
Opdrachtgever:	Waterschap Aa en Maas Mevr. H. van Zuilichem Postbus 5035 5201 GA 's Hertogenbosch
Referentie opdrachtgever:	Orderbon nr. EX002718/dd 02-03-2023
Akkoord voor uitgave:	drs. W.M. Liefveld
Foto omslag:	AQUON
Datum akkoord:	26-09-2023

Graag citeren als: Dorenbosch, M., M. de la Haye, J. van der Wal & M. Sanabria (2023). De invloed van RWZI's op de ecologische waterkwaliteit: Effecten op macrofauna en diatomeeën bij Waterschap Aa en Maas. Rapportnr. 23-334. Waardenburg Ecology, Culemborg.

Trefwoorden: invloed RWZI effluent, RWZI, monitoring, evaluatie, ecologische waterkwaliteit, macrofauna, diatomeeën, Waterschap Aa en Maas

Waardenburg Ecology is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Waardenburg Ecology. Opdrachtgever hierboven aangegeven vrijwaart Waardenburg Ecology voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Waardenburg Ecology / AQUON / Waterschap Aa en Maas

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden vervaelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, digitale kopie of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Waardenburg Ecology, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Waardenburg Ecology is een handelsnaam van Bureau Waardenburg BV. Lid van de branchevereniging Netwerk Groene Bureaus. Het kwaliteitsmanagementsysteem is gecertificeerd door EIK Certificering overeenkomstig ISO 9001:2015. Waardenburg Ecology hanteert als algemene voorwaarden de DNR 2011, tenzij schriftelijk anders wordt overeengekomen.

Waardenburg Ecology Varkensmarkt 9, 4101 CK Culemborg, 0345 512710
info@waardenburg.eco, www.waardenburg.eco



Inhoud

1	Inleiding	7
1.1	Aanleiding	7
1.2	Doelstelling	8
1.3	Leeswijzer	9
2	Methode analyse 3-jarige monitoring rond RWZI's	10
2.1	Aanleiding en doelstelling	10
2.2	Gemeten soortgroepen en overige parameters	10
2.3	Wijze van beoordeling	11
2.4	Meetpunten, ligging en meetfrequentie	12
2.5	Analyse meetgegevens	13
3	Aspecten die resultaten kunnen beïnvloeden	15
3.1	Aanpassingen aan RWZI's	15
3.2	Maai- en baggerwerkzaamheden	15
4	Resultaten monitoringsdata 2020-2022	16
4.1	Samenstelling soortgemeenschappen	16
4.2	Macrofauna	19
4.2.1	EKR-score (definitie KRW)	19
4.2.2	Aandeel dominante negatieve macrofauna (definitie KRW)	20
4.2.3	Totale soortenrijkdom, abundantie en diversiteit	20
4.2.4	Abundantie mesosaprobe soorten	21
4.2.5	Abundantie eutrofe en mesotrofe soorten	22
4.2.6	Abundantie negatieve en positieve soorten (definitie Aa & Maas)	23
4.2.7	Effecten van waterkwaliteit op macrofauna	24
4.2.8	Effect van waterplantenbedekking	25
4.2.9	Samenvatting resultaten en discussie macrofauna	26
4.3	Diatomeeën	28
4.3.1	IPS-score diatomeeën	28
4.3.2	Van Dam Index diatomeeën	29
4.3.3	Saprobie index diatomeeën (Aa & Maas)	34
4.3.4	Samenvatting resultaten en discussie diatomeeën	36
5	Alternatieve meet-, beoordelings- en analysemethoden	38
5.1	Van Dam index en IPS-score	38



5.2	Het voorkomen van indicerende soorten	39
5.2.1	Minimumareaal bemonstering	39
5.2.2	Macrofauna quickscan	39
5.3	Schaalafwijkingen bij diatomeeën	40
5.4	Passive sampling	41
5.5	Bioassays	44
5.6	Verwachtingen omtrent chemische verontreinigingen opstellen	46
5.7	Samenvattend	47
5.8	Aanpak opzetten meetnet toxische druk rond RWZI's	47
5.8.1	Waterbeheer/beleid	48
5.8.2	Informatiebehoefte	48
5.8.3	Monitoringstrategie	49
5.8.4	Meetnetopzet	50
6	Samenvatting, conclusies en aanbevelingen	51
6.1	Samenvatting	51
6.2	Conclusies en aanbevelingen	52
	Literatuur	54
Bijlage I	Ligging meetpunten per RWZI	56
Bijlage II	Omschrijving meetpunten	60
Bijlage III	Maai- en baggerwerkzaamheden	61
Bijlage IV	Verkenning effecten waterkwaliteit	62
Bijlage V	Totaaloverzicht EKR- en IPS-scores	67
Bijlage VI	Tabellen quickscan macrofauna	68





1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Sinds 2008 heeft het waterschap Aa en Maas een meetnet ingesteld rondom alle zeven rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) in haar beheergebied. Jaarlijks wordt een rapportage opgesteld om de toestand en trend van de ontwikkeling van de kwaliteit van oppervlaktewater en effluent te beoordelen. In de loop van de jaren zijn zuiveringen geoptimaliseerd, via het RWZI-meetnet kan het waterschap het effect van optimalisaties op de waterkwaliteit bepalen. Dit meetnet is gericht op fysisch-chemische parameters en bacteriologie.

Het relateren van de effecten van RWZI-optimalisaties aan een verbetering van de ecologische waterkwaliteit blijkt in de praktijk een lastige opgave. Bij de standaardbeoordeling van de ecologische waterkwaliteit wordt het voorkomen van KRW-soorten gemonitord en getoetst aan de KRW-maatlatten. De duiding en vergelijking van deze ecologische toestand boven- en benedenstrooms van een RWZI is complex: naast waterkwaliteit spelen ook andere factoren een rol. Denk bijvoorbeeld aan de inrichting en/of het beheer van een waterloop, de nutriënten- en waterafvoerdynamiek, de invloed van bronnen bovenstrooms van het RWZI effluentpunt en de totale toxische druk (het gecombineerde effect van stoffen op organismen).

Aanvullend meetnet

Het waterschap heeft behoefte aan meetmethoden die het mogelijk maken om het effect van waterkwaliteit en toxische druk vanuit RWZI effluënten te kunnen meten op de ecologische toestand. Dit mede om te bepalen hoe effectief verbeteringsstappen in het totale zuiveringsproces van RWZI's zijn met betrekking tot de waterkwaliteit van het effluent.

In 2015 is een pilot-project uitgevoerd met het meten van de waterkwaliteit in relatie tot het voorkomen van diatomeeën. Diatomeeën zijn gekozen omdat deze soortgemeenschappen snel reageren op veranderingen in de waterkwaliteit. Uit de pilot bleek dat de waterkwaliteit op basis van EKR-scores van diatomeeëngemeenschappen in monsterpunten benedenstrooms van RWZI's (beïnvloedt door RWZI effluent), een lagere biodiversiteitscore gaven dan monsterpunten bovenstrooms (niet beïnvloedt door RWZI effluent).

Ook werden bij dit onderzoek benedenstrooms op basis van de 'Van Dam index' significant meer soorten aangetroffen die hogere organische en stikstofbelastingen en een lager zuurstofniveau tolereren (Van Zuilichem *et al.*, 2016). De pilot heeft echter niet geleid tot vervolgmetingen in de watersystemen rondom de RWZI's van het waterschap. De resultaten lieten weliswaar zien dat er een verschil is in waterkwaliteit benedenstrooms van een effluentlozing ten opzichte van de bovenstroom, maar of hiermee ook verbeteringen van de effluentkwaliteit in de tijd te volgen zijn bleef een vraag.



Ondanks deze kanttkening is op verzoek vanuit de afdeling Advies Zuiveren een nieuwe pilot gestart waarbij over een periode van 3 jaar boven- en benedenstreams van drie zuiveringen macrofauna en diatomeeën zijn gemonitord. Het doel van de monitoring was om na deze periode te beoordelen in hoeverre antwoord gegeven kan worden op de vraag:

- *Is een aangepast macrofauna- en diatomeeënmeetnet boven- en benedenstreams van RWZI's een geschikte methode om veranderingen in effluentkwaliteit te detecteren op aquatische gemeenschappen?*

In de periode 2020 t/m 2022 zijn hiervoor diatomeeën en macrofauna bemonsterd boven- en benedenstreams van de RWZI's Aarle-Rixtel, Land van Cuijk en Oijen. In 2022 zijn aanvullend de overige vier RWZI's ook meegenomen in deze monitoring; Asten, Dinther, 's-Hertogenbosch en Vinkel.¹

Aan Waardenburg Ecology is gevraagd om samen met AQUON deze beoordeling uit te voeren. Tevens is ons gevraagd een advies te geven voor optimalisaties van de monitoring rondom zuiveringen. De optimalisaties hebben tot doel om de invloed van waterkwaliteit en toxische druk én verbeteringen daarin op de ecologische waterkwaliteit beter aan te kunnen tonen.

1.2 Doelstelling

De doelstellingen van voorliggend project zijn om:

1. Op basis van de verzamelde monitoringsdata evalueren in hoeverre ecologische (water)kwaliteitsverschillen detecteerbaar zijn boven- en benedenstreams van RWZI's.
2. Bepalen in hoeverre ecologische (water)kwaliteitsverschillen te relateren zijn aan de (bio)chemische eigenschappen van RWZI effluent;
3. Beoordelen in hoeverre het opgezette ecologische macrofauna- en diatomeeënmeetnet een effectief instrument is om veranderingen in toxische druk van RWZI effluent (als gevolg van optimalisaties van RWZI's) te kunnen detecteren.

Met de kennis van het 3-jarige monitoringsproject wil het waterschap meer inzicht krijgen op enkele hoofdvragen gerelateerd aan de kennisagenda van de afdeling Onderzoek & Monitoring:

1. Is de traditionele monitoring van macrofauna en diatomeeën ook op nog andere bruikbaar in het kader van monitoring van het effect van RWZI effluent op het oppervlaktewatersysteem?
2. Zijn hier eventueel geschikte toxiciteitstesten of bio-essays voor te gebruiken en hoe ziet een optimaal monitoringsplan/meetnet er uit?

¹ Waterplantenkarteringen maakten geen onderdeel uit van deze opdracht. Tijdens de gegevensanalyse bestond wel behoefte aan gegevens over waterplanten op de bemonsterde macrofaunalocaties. Daarom is de beschikbare informatie over waterplanten die opgeslagen was in digitale monsterformulieren gebruikt. Dit betreft enkel bedekkingspercentages, geen soorten, en deze informatie was alleen beschikbaar van het jaar 2022.



3. Op welke manier kan de invloed van veranderingen in toxische druk van zuiveringseffluent op de ecologische waterkwaliteit gemonitord worden in het oppervlaktewatersysteem?

1.3 Leeswijzer

Na dit inleidende hoofdstuk gaat hoofdstuk 2 in op de bemonstering van de gemeten soortgroepen, de wijze van beoordeling van de monsterdata, de ligging van de meetpunten en de analysemethoden van de uiteindelijke meetgegevens. In hoofdstuk 3 zijn aspecten beschreven die van invloed geweest kunnen zijn op de meetresultaten. De resultaten van de uitgevoerde analyses op de meetgegevens is beschreven in hoofdstuk 4. Tevens is in dit hoofdstuk een samenvatting en discussie opgenomen over de analyse resultaten van de betreffende soortgroepen. In hoofdstuk 5 zijn een aantal alternatieve meet-, beoordelings- en analysemethoden op een rij gezet. Dat hoofdstuk wordt afgesloten met een voorstel voor het opzetten van een meetnet voor het bepalen van veranderingen in toxische druk van zuiveringseffluent van RWZI's op de ecologische waterkwaliteit in het oppervlaktewatersysteem. Tot slot zijn in hoofdstuk 6 na een korte samenvatting, de conclusies en aanbevelingen beschreven.



2 Methode analyse 3-jarige monitoring rond RWZI's

De onderstaande beschrijving is afkomstig uit het plan van aanpak 'Beoordeling effect effluent op ecologische waterkwaliteit' (Van Zuilichem, 2022). Deze beschrijving is aangevuld met de doelstelling zoals beschreven in de uitvraag voor dit project. In de monitoring zijn twee ecologische groepen bemonsterd, de diatomeeëngemeenschap (kiezelwieren) en de macrofaunagemeenschap.

2.1 Aanleiding en doelstelling

Van 2020 t/m 2022 zijn diatomeeën en macrofauna bemonsterd boven- en benedenstrooms van de RWZI's Aarle-Rixtel, Land van Cuijk en Oijen. In 2022 zijn aanvullend de overige vier RWZI's ook meegenomen in deze monitoring, dit zijn de RWZI's: Asten, Dinther, 's-Hertogenbosch en Vinkel. Zoals beschreven in paragraaf 1.1 is het doel van deze monitoring om:

- 1) Te beoordelen in hoeverre er sprake is van verschil in ecologische kwaliteit van het water rondom genoemde drie (zeven) zuiveringen;
- 2) In hoeverre dit te relateren is aan de kwaliteit van het effluent en
- 3) Te beoordelen in hoeverre ecologische monitoring een zinvol instrument is om (positieve) veranderingen in (lagere) toxische druk uit effluent (als gevolg van optimalisaties van RWZI's) te kunnen detecteren.

Om vervolgens na deze periode te beoordelen in hoeverre antwoord gegeven kan worden op de vraag:

- In hoeverre leiden verbeteringen van de zuiveringen tot een verbetering van de ecologische waterkwaliteit?

2.2 Gemeten soortgroepen en overige parameters

In de periode 2020 t/m 2022 is jaarlijks in het voorjaar een bemonstering uitgevoerd van de macrofauna- en diatomeeëngemeenschap boven- en benedenstrooms van de RWZI's Aarle-Rixtel, Land van Cuijk en Oijen. Waarbij op alle locaties rondom eenzelfde RWZI de monsternamen per soortgroep (macrofauna en diatomeeën) steeds op dezelfde dag plaats vond. Aanvullend zijn in 2022 ook de RWZI's Asten, Dinther, 's-Hertogenbosch en Vinkel op deze manier bemonsterd.

De methodiek, planning en uitwerking van de bemonsteringen is afgeleid van de standaard KRW-methodiek zoals geldend voor de betreffende soortgroep en watertype.

Leeswijzer: de termen bovenstrooms en benedenstrooms van een RWZI locaties zijn engzins verwarrend. In sommige gevallen ontvangt een monitoringpunt dat



benedenstrooms van een nabijgelegen RWZI locatie ligt helemaal geen RWZI effluent (bijv. in Vinkel). Om verwarring te voorkomen wordt in de verdere uitwerking van de gegevens van dit onderzoek gesproken over meetpunten wel of niet beïnvloedt door RWZI effluent (waarbij gecontroleerd is of het meetpunt daadwerkelijk al dan niet RWZI effluent ontvangt).

2.3 Wijze van beoordeling

Het evalueren van de resultaten uit het meetnet is op de volgende manier uitgevoerd door AQUON, RHDHV en Waardenburg Ecology.

1. De biodiversiteit score voor macrofauna zijn door RHDHV getoetst met Aquokit aan de KRW-doelstellingen voor de betreffende waterlichamen en maatlaten (EKR-scores en aandeel dominant negatieve soorten) en geïnterpreteerd via expert judgement door AQUON en Waardenburg Ecology;
2. Het beoordelen van de macrofaunagemeenschap van meetpunten in het onderzoeksgebied via de KRW-methodiek (EKR bepaling) bleek te grof om verschillen tussen meetpunten te kunnen detecteren. Daarnaast zijn de toegekende KRW-watertypen van veel monsterlocaties niet hetzelfde (watertypen variëren tussen R5, R6, M3 en M1a) waardoor vergelijkingen in EKR-scores niet op dezelfde soortgemeenschappen zijn gebaseerd. De toegekende watertypen bij eenzelfde RWZI is soms wel overal gelijk (zoals bij de RWZI's Oijen en Dinther). Daarom zijn in dit onderzoek aanvullend meerdere andere beoordelingsmethoden toegepast om de macrofaunagemeenschap in beeld te brengen. Hierbij is gebruik gemaakt van standaard biodiversiteit parameters zoals soortenrijkdom (totaal aantal soorten per monster), abundantie (totaal aantal individuen per monster) en Shannon – Wiener diversiteitsindex (waarbij van elk monster de biodiversiteit is berekend volgens de formule $H' = -\sum(p_i * \ln(p_i))$ waarbij p_i de fractie van het aantal individuen van een betreffende soort is t.o.v. het totaal aantal individuen uit het monster).
3. Daarnaast is op basis van de WEW-lijst (Verberk *et al.*, 2012) de macrofauna gemeenschap uit dit onderzoek gefilterd op de aanwezigheid van alfa- en beta-mesosaprobe macrofauna. Alfa-mesosaprobe soorten zijn relatief robuust tegen een hogere mate van organische belasting, beta-mesosaprobe soorten zijn minder tolerant tegen organische belasting (maar nog steeds enigszins robuust). Het aantal mesosaprobe macrofaunasoorten is daarmee een proxy voor het effect van de impact van organisch belast effluentwater op een meetpunt. Op vergelijkbare wijze is op basis van de WEW-lijst de macrofauna gemeenschap ook gefilterd op de aanwezigheid van eutrofe en mesotrofe macrofauna (soorten die in meer of mindere mate tolerant zijn tegen hoge nutriëntencondities van hun habitat).
4. Tenslotte heeft AQUON op basis van lokale gebiedskennis en het voorkomen van macrofauna in het onderzoeksgebied, een lijst positieve en negatieve macrofauna opgesteld (samengesteld door AQUON - M. Sanabria op basis van de KRW deelmaatlaten). Positief dominante soorten zijn indicatief voor betere milieumomstandigheden, negatief dominante soorten zijn juist indicatief voor matige tot slechte milieumomstandigheden of het betreft exoten. Positieve soorten betreffen: *Agrypnia pagetana*, *Anabolia nervosa*, *Baetis buceratus*, *Beraeodes minutus*, *Caenis horaria*, *Calopteryx splendens*, *C. virgo*, *Ecnomus tenellus*,



Ephemera danica, *Ephemera vulgata*, *Erythromma lindenii*, *Gammarus pulex*, *G. roeselii*, *Gomphus vulgatissimus*, *Halesus radiatus*, *Helophorus brevipalpis*, *Libellula fulva*, *Limnephilus vittatus*, *Molanna angustata*, *Pisidium supinum*, *Platycnemis pennipes* en *Stempellinella edwardsi*. Negatieve soorten betreffen: *Asellus aquaticus*, *Branchiura sowerbyi*, *Chelicorophium curvispinum*, *Chironomus annularius* agg., *Cloeon dipterum*, *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*, *Ferrissia californica*, *Gammarus tigrinus*, *Isopoda*, *Microtendipes pedellus* agg., *Orchestia cavimana*, *Physella acuta*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Potamothenis hammoniensis*, *Proasellus coxalis*, *Procladius*, *Quistadrilus multisetosus* en *Tubificidae*.

5. Voor het beoordelen van de diatomeeëngemeenschappen zijn de Van Dam-indices en de *Index Pollution Specifique (IPS)* berekend door AQUON (uitgevoerd door J. van der Wal).

In 2007 heeft Herman van Dam een herziene KRW-maatlat gebaseerd op diatomeeën voor de Nederlandse stromende wateren opgesteld, gebaseerd op de IPS. Helaas is er destijds voor stilstaande wateren (behalve vennen M12) geen KRW-maatlat gebaseerd op diatomeeën ontwikkeld. Van meetpunten die in een M-type waterlichaam gelegen zijn is daarom geen EKR-score voor diatomeeën te berekenen. In sommige gevallen ligt het bovenstroomse meetpunt in een M-type en het benedenstroomse meetpunt in een R-type, dan kan geen vergelijking tussen de scores boven- en benedenstrooms gemaakt worden. In deze rapportage is daarom voor het vergelijken van de locaties voor de diatomeeën gebruik gemaakt van de IPS (Index Pollution Specifique) van Cemagref (1982). Deze index is van oorsprong ontwikkeld in Frankrijk, maar wordt in vele landen toegepast. De index geeft een oordeel voor de mate van organische vervuiling of saprobie (een hogere IPS-score staat daarbij voor een meer diverse en meer kritische soortgemeenschap). De IPS wordt tot op heden ieder jaar bijgewerkt met nieuwe soorten en veranderde taxonomische inzichten, hierdoor is deze als maatlat nu nog steeds goed bruikbaar. Doordat de IPS bruikbaar is in alle oppervlaktewateren is het mogelijk om wel een vergelijking te maken tussen alle boven- en benedenstrooms gelegen locaties bij de RWZI's.

6. Aanvullend heeft AQUON op basis van specialistische gebiedskennis een soortenlijst opgesteld van 'lokaal' saprobe diatomeeënsoorten die veel in het onderzoeksgebied voorkomen (soorten die robuust zijn tegen een hoge mate van organische belasting, opgesteld door AQUON – J. van de Wal). Dit betreffen de soorten: *Achnanthydium saprophilum*, *Craticula molestiformis*, *Fistulifera saprophila*, *Fragilaria rinoi*, *F. vaucheriae*, *Gomphonema parvuliforme*, *G. saprophilum*, *Luticola saprophila*, *Mayamaea permitis*, *Navicula veneta*, *Pinnularia saprotolerans*, *Sellaphora atomoides* en *S. nigri*.

2.4 Meetpunten, ligging en meetfrequentie

De ligging van de meetpunten is weergegeven in de kaarten in Bijlage I. Een korte beschrijving van de meetpunten per RWZI is opgenomen in Tabel 1 (de volledige tabel is opgenomen in Bijlage II, incl. indicatief het debietsaandeel dat het effluent heeft in het



ontvangend oppervlaktewater) De macrofauna en diatomeeën zijn per meetjaar 1x bemonsterd in het voorjaar/zomer: diatomeeën in april en macrofauna in juni.

Tabel 1 Beschrijving van de meetpunten per RWZI en jaar van bemonstering.

RWZI	MEPID	WATERLOOP	KRW-type	Ligging t.o.v. RWZI*	2020	2021	2022	Bijzonderheid ligging (zie ook kaart voor details in de bijlage I van dit rapport)
Aarle-Rixtel	140409	Aa	R5	boven	x	x	x	Tussen beide benedenstroomse meetlocaties wordt kanaalwater ingelaten.
	140218		R5	beneden 1	x	x	x	
	140214		R20	beneden 2	x	x	x	
Asten	140222	Voordeldonkse Broekloop	M1a	boven	-	-	x	Effluent komt vrijwel aan het einde in deze waterloop uit op de Aa.
	140377	Aa	R5	boven	-	-	x	
	149409		R5	beneden	-	-	x	
Dinther	900009	Beekgraaf	M1a	boven	-	-	x	RWZI loost eerst op de Beekgraaf welke binnen 2 km op de Aa komt.
	140274		M1a	beneden	-	-	x	
	900003	Aa	R6	boven	-	-	x	
	900001		R6	beneden	-	-	x	
Land van Cuijk	349100	Laarakkerse Waterleiding	R20	beneden 1	x	x	x	Geen representatief bovenstroomse meetlocatie beschikbaar (droogvallend). Effluent is in zomerhalfjaar de hoofdaanvoer voor deze waterloop.
	900037		R20	beneden 2	x	x	x	
Oijen	340455	Teeffelse Wetering	M3	boven	x	x	x	RWZI loost eerst op de Teeffelse Wetering en vervolgens op de Hertogswetering
	340452		M3	beneden	x	x	x	
	140408	Hertogswetering	M3	boven	x	x	x	
	340438		M3	beneden 1	x	x	x	
	340436		M3	beneden 2	x	x	x	
's-Hertogenbosch	340405	Dieze	R6	boven	-	-	x	Het aandeel effluent in ontvangend oppervlaktewater is i.t.t. de overige RWZI's klein (ca. 8 tot 10%).
	342420		R6	beneden	-	-	x	
Vinkel	140292	Groote Wetering	M3	boven	-	-	x	Onbeïnvloed door RWZI, stroomt in Groote Wetering tussen mpt oGROOWE690 en 892.
	140391	Groote Wetering	M3	beneden 1	-	-	x	
	140294	Kleine Wetering	M1a	beneden 0	-	-	x	
	140373	Groote Wetering	M3	beneden 2	-	-	x	

*: Volgnummer geeft volgorde aan ten opzichte van instroom effluent, waarbij 1 is dichtst bijgelegen bij instroom effluent.

2.5 Analyse meetgegevens

De eerste stap in de analyse betreft het vaststellen of de macrofauna- en diatomeeëngemeenschap verschilt tussen meetlocaties. De achterliggende gedachte is dat er mogelijk verschillen zijn in soortensamenstellingen tussen meetpunten die wel of niet beïnvloed worden door RWZI effluent, en/of tussen de locaties van de RWZI in het beheergebied van Aa & Maas (zoals bijv. meetpunten van de RWZI locatie Asten versus de RWZI locaties Vinkel). Dit geeft inzicht in de vraag of het huidige monitoringsprogramma van macrofauna en diatomeeën inderdaad in staat is om verschillen in soortgemeenschappen tussen meetpunten in relatie tot RWZI effluent en/of RWZI-locaties onderling te detecteren.

Om de samenhang tussen soortgemeenschappen in beeld te brengen zijn twee clusteranalyses uitgevoerd waarbij overeenkomsten in soortgemeenschappen tussen monsterlocaties zijn bepaald. Er is zowel een clusteranalyse uitgevoerd op de macrofauna- als op de diatomeeën dataset. De analyse is op de hele data uitgevoerd (d.w.z. alle meetjaren en alle beschikbare meetpunten zijn bij elkaar gevoegd). De analyse is uitgevoerd op basis van berekende aantallen per soort (diatomeeën/macrofauna) per monster waarbij de Bray-Curtis index en 'complete linkage' is gebruikt. De analyse is uitgevoerd in R (versie 4.1.0) in het package 'vegan' met de functie 'vegdist'.



Daarnaast is voor verschillende variabelen van de macrofauna- en diatomeeëngemeenschap onderzocht of er een significant effect is op de betreffende maatlat. Hiervoor zijn '*linear mixed models*' gebruikt waarbij de betreffende maatlat als afhankelijke variabele is ingesteld. In een eerste analyse is vastgesteld in hoeverre de beïnvloeding van een meetpunt door RWZI effluent (ja versus nee) een significant effect had op de betreffende maatlat. Daarnaast is voor elk meetpunt de ligging van de bijbehorende RWZI-locatie in het beheergebied van Aa en Maas (bijv. RWZI-Asten, RWZI-Vinkel, enz.) als '*random effect*' meegenomen. Door deze benadering is het aantal beschikbare meetpunten om significante verschillen tussen met effluent belaste en onbelaste watergangen te detecteren maximaal, terwijl ook rekening wordt gehouden met eventuele verschillen tussen RWZI-locaties.

In een tweede analyse is bepaald in hoeverre waterkwaliteitsparameters die representatief zijn voor een hoge belasting met effluent: AMIVE (totale concentratie metalen), Kjeldahl stikstof, totaal P en totaal N een significant effect hebben op de betreffende maatlat. Ook hier is RWZI-locatie ingesteld als '*random effect*'. Van elke model is de geldigheid onderzocht op basis van verdeling van '*residuals*'. Linear mixed model analyses zijn uitgevoerd in R (versie 4.1.0) in het package '*lmerTest*' met de functie '*lmer*'. Van elke model is de geldigheid onderzocht op basis van verdeling van '*residuals*' (histogram, qq-plots en een Shapiro test van de verdeling van '*residuals*'), om de fit van de modellen te verbeteren is elke afhankelijke variabele getransformeerd op basis van $y = \log^{10}(1+x)$ of $y = \sqrt{x}$.

De waterkwaliteitsparameters in bovengenoemde '*mixed model*' analyses zijn verkregen uit het chemiemetnet van Aa & Maas waarbij voor elke meetpunt van diatomeeën/macrofauna chemie-data van de meetlocatie is gebruikt die het meest nabij de betreffende monsterlocatie van diatomeeën/macrofauna ligt. Voor de analyses van diatomeeën zijn chemiemetingen uit de periode feb t/m mei gebruikt, voor de macrofauna uit de periode mei t/m augustus. Zie ook Bijlage IV voor details over de belangrijkste waterkwaliteitsparameters.

Voor de macrofaunameetpunten is in het bemonsteringsjaar 2022 ook de totale bedekking van waterplanten bepaald. Om het effect van de aanwezigheid van waterplanten op de macrofauna nader te bepalen, zijn standaard lineaire regressies uitgevoerd (met de standaardfuncties in R). Hierbij is onderzocht of er een significant lineair verband is tussen het bedekkingspercentage waterplanten (ingesteld als verklarende variabele) en de totale soortenrijkdom en abundantie van de macrofaunagemeenschap (ingesteld als responsvariabele).



3 Aspecten die resultaten kunnen beïnvloeden

3.1 Aanpassingen aan RWZI's

In de periode dat de monitoring voor dit onderzoek is uitgevoerd (2020-2022) zijn een aantal kleine verbeteringen uitgevoerd aan de onderzochte RWZI's (bijlage 7 uit Van Zuilichem & Bertens Zorzano, 2022). Geen van deze verbeteringen zijn één op één te vertalen naar de resultaten van de biologische monitoring. Dit komt omdat de meeste verbeteringen voor 2020 zijn uitgevoerd of omdat onduidelijk is in welk jaar ze precies zijn uitgevoerd. Waardoor een voor en na verbetering vergelijking met de monitoring data niet mogelijk is. Er is daarom geen nadere analyse meer uitgevoerd in hoeverre de ecologie is veranderd in de loop van de drie jaar bij de RWZI's Oijen, Aarle-Rixtel en Land van Cuijk.

3.2 Maai- en baggerwerkzaamheden

De door het waterschap aangeleverde data met betrekking tot de tijdstippen van maai- en baggerwerkzaamheden rond de monsterpunten bij de RWZI's van Aarle-Rixtel, Oijen en Land van Cuijk zijn naast de bemonsteringsdata gezet (zie Bijlage III). Van de overige vier RWZI's uit dit onderzoek zijn geen data van maai- en baggerwerkzaamheden beschikbaar.

De baggerwerkzaamheden bij RWZI Aarle-Rixtel eind 2021 kunnen de resultaten van zowel de diatomeeën als macrofauna monsters uit 2022 op meetpunt oDE_AA_375 (=bovenstrooms gelegen van de effluentlozing) beïnvloed hebben. Eveneens bij RWZI Aarle-Rixtel kunnen maaiactiviteiten de resultaten van het macrofauna monster uit 2022 op meetpunt oDE_AA_410 (=benedenstrooms gelegen van de effluentlozing) beïnvloed hebben.

Bij de RWZI Land van Cuijk kunnen maaiactiviteiten de resultaten van de macrofauna monsters uit 2021 op de meetpunten oLAARWL430 en oLAARWL750 (=beide benedenstrooms gelegen van de effluentlozing) beïnvloed hebben.

Door het baggeren en maaien zouden op de kale net gebaggerde of gemaaide trajecten minder waterplanten en macrofauna verwacht worden. Op basis van de analyses in 2022 waarbij de totale bedekking van waterplanten in relatie tot de macrofauna is bekeken, zijn geen effecten van de hierboven genoemde maai- en baggerwerkzaamheden aangetoond (zie ook paragraaf 4.2.8).



4 Resultaten monitoringsdata 2020-2022

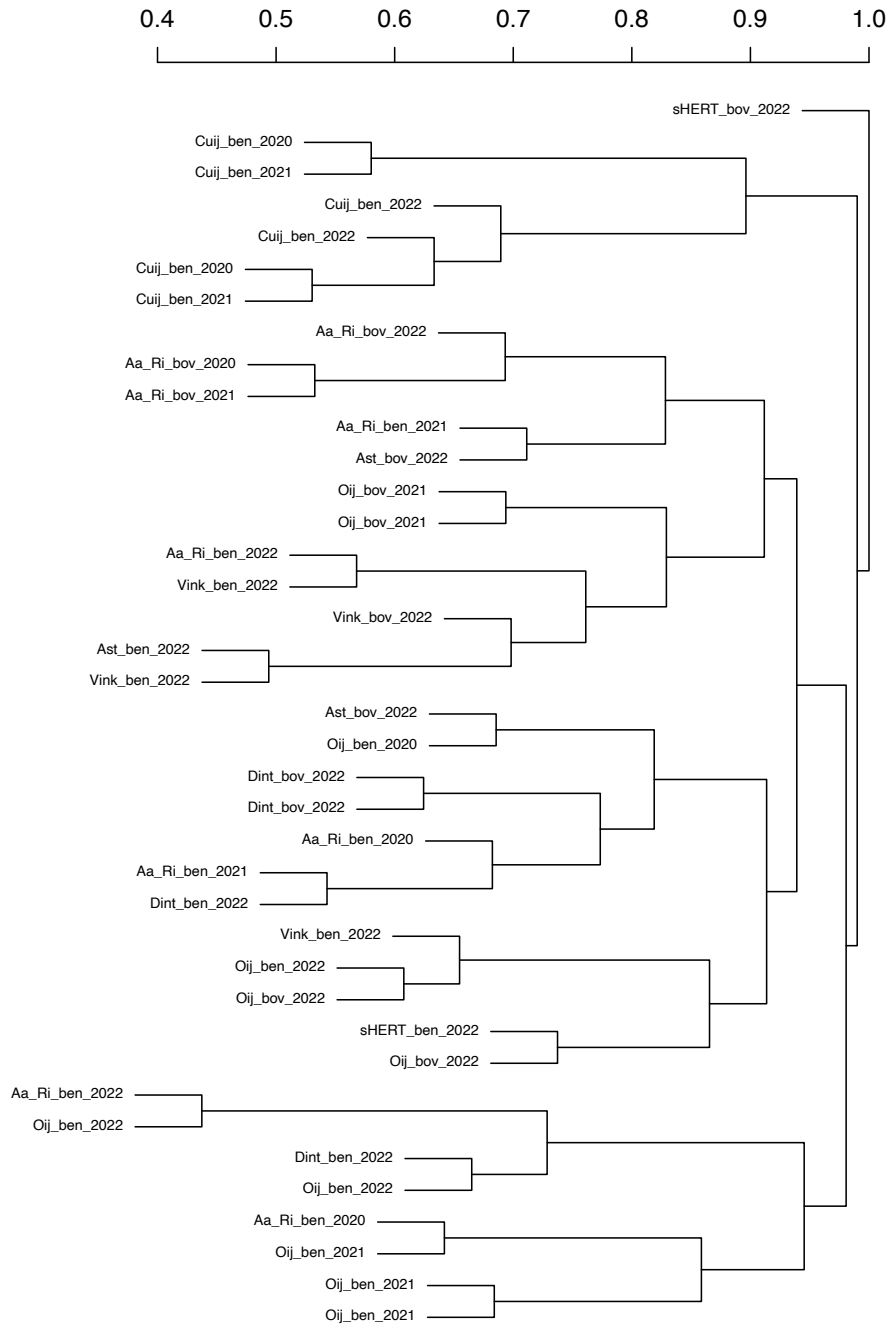
Een totaaloverzicht van alle EKR- en IPS-scores van alle meetlocaties en meetjaren is opgenomen in Bijlage V.

4.1 Samenstelling soortgemeenschappen

In het monitoringsprogramma zijn in totaal 365 taxa/soorten aan macrofauna gevonden en 304 taxa/soorten aan diatomeeën. In Figuur 4.1 staan de overeenkomsten tussen de soortgemeenschappen van macrofauna tussen de meetlocaties weergegeven in de vorm van een dendrogram, Figuur 4.2 geeft het dendrogram van de diatomeeën weer. De clustering geeft weer dat de soortgemeenschappen tussen de RWZI locaties (sterk) verschillend zijn.

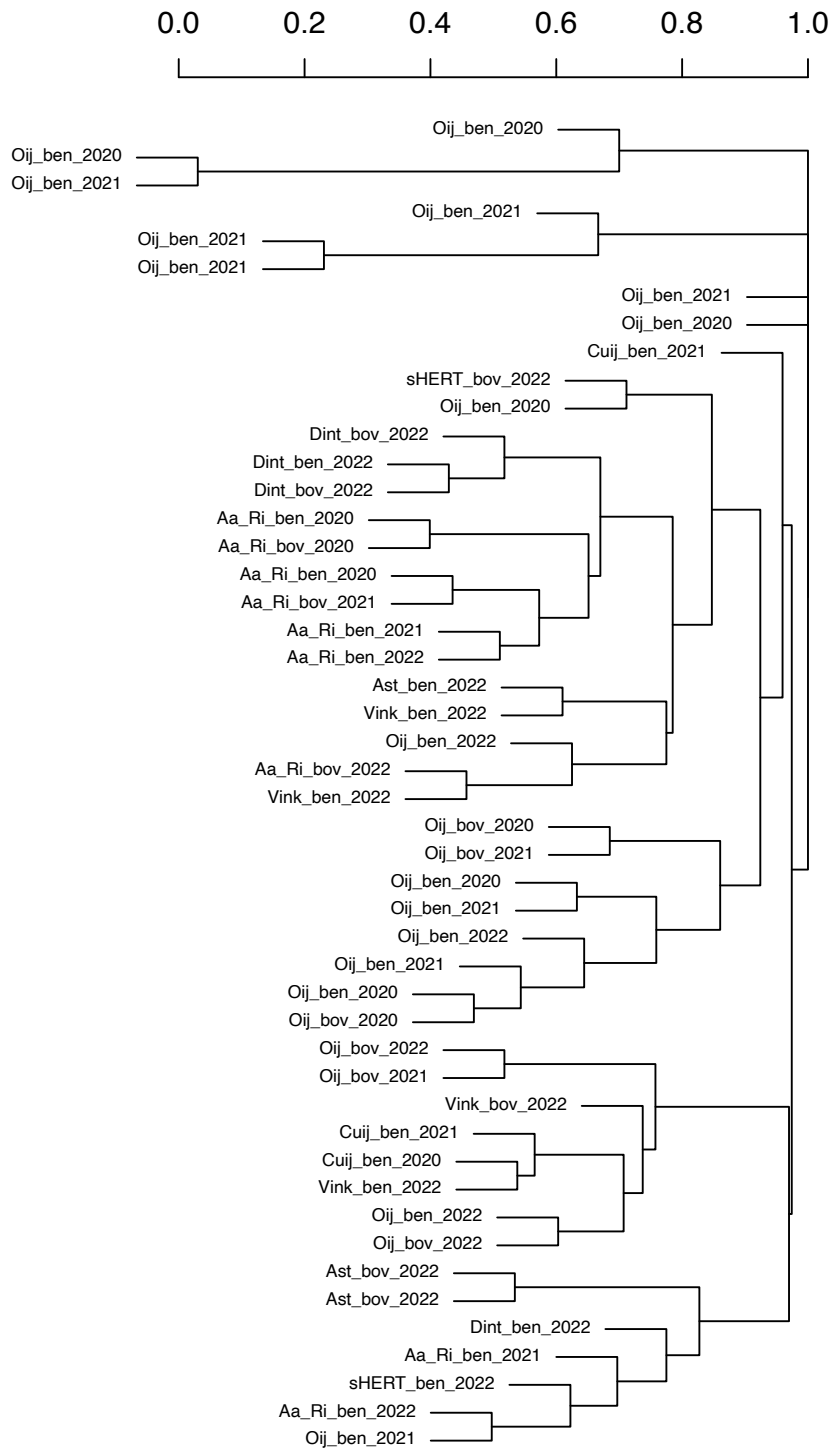
Voor de macrofauna is er een minder eenduidige structuur tussen de ligging van de RWZI-locaties binnen het beheergebied van Aa & Maas zichtbaar dan bij de diatomeeën (zie hieronder). Opvallend is dat de soortgemeenschappen van de RWZI Land van Cuijk apart clusteren. Daarnaast is onderscheid zichtbaar in macrofaunagemeenschappen tussen meetpunten die wel of niet beïnvloed worden.

Bij de diatomeeën valt op dat veel locaties met invloed van RWZI effluent van Oijen als eerste apart clusteren, ook de locaties zonder invloed van RWZI effluent (bovenstrooms) van Asten clusteren apart. Daarnaast zijn veel RWZI-locaties (in het beheergebied van Aa & Maas) en/of de parameter of een locatie al dan niet RWZI effluent ontvang (boven- of benedenstrooms) terug te vinden als aparte groepjes in het dendrogram. Dit duidt er op dat binnen de diatomeeën-dataset de ligging van de RWZI-locaties in het beheergebied van Aa & Maas en/of een meetpunt al dan niet beïnvloedt wordt door RWZI effluent daadwerkelijk verschillen in soortensamenstelling (abundanties, soortenrijkdom en overeenkomstige soorten).



Figuur 4.1

Dendrogram van de macrofaunagemeenschap van de monsterlocaties voor de periode 2020-2022. De eerste letters geven de RWZI-locaties weer, 'bov' betreft bovenstrooms t.o.v. de RWZI (geen invloed van RWZI effluent), 'ben' benedenstrooms (beïnvloed door RWZI effluent, het jaar geeft het monsterjaar weer, x-as: Bray-Curtis dissimilariteit. 0 = gemeenschappen lijken zeer sterk op elkaar, 1= gemeenschappen zijn sterk verschillend.



Figuur 4.2

Dendrogram van de diatomeeëngemeenschap van de monsterlocaties voor de periode 2020-2022. De eerste letters geven de RWZI-locaties weer, 'bov' betreft bovenstrooms t.o.v. de RWZI (geen invloed van RWZI effluent), 'ben' benedenstrooms (beïnvloed door RWZI effluent), het jaar geeft het monsterjaar weer, x-as: Bray-Curtis dissimilariteit. 0 = gemeenschappen lijken zeer sterk op elkaar, 1= gemeenschappen zijn sterk verschillend.



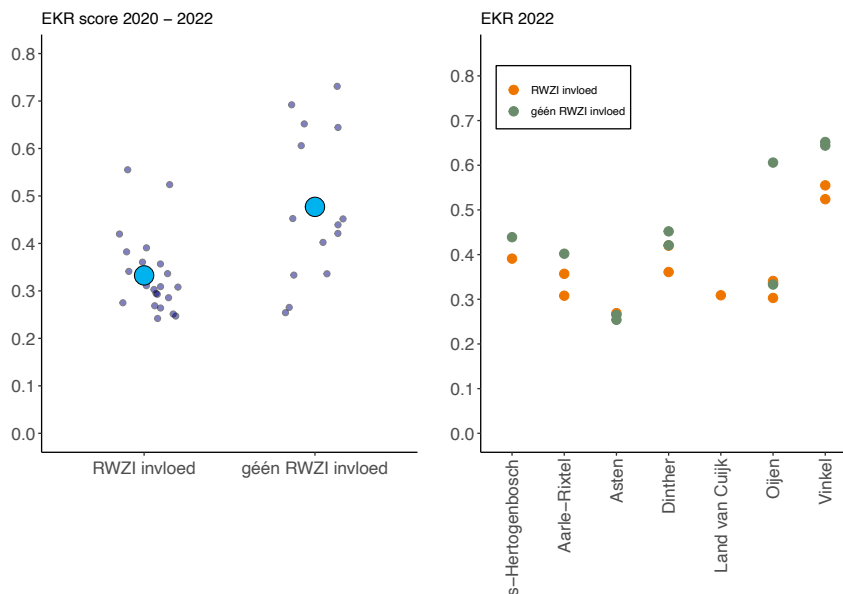
4.2 Macrofauna

Bij het uitvoeren van de onderstaande analyses is voor de invloed van RWZI effluent op de macrofauna van meetpunten naar alle biologische data gekeken van de jaren 2020, 2021 en 2022. Voor de analyses naar het effect van de ligging van de RWZI in het beheergebied van Aa & Maas op de macrofauna is alleen naar de data gekeken van de meetpunten uit 2022, omdat alleen in dat jaar bij alle zeven RWZI's gemeten is. Van RWZI Land van Cuijk zijn alleen monitoringsdata beschikbaar van (benedenstroomse) meetpunten met invloed van RWZI effluent.

4.2.1 EKR-score (definitie KRW)

In de KRW-methodiek is de EKR-score een belangrijke maatlat voor de ecologische kwaliteit van de macrofaunagemeenschap van een watergang. De EKR van de macrofaunagemeenschap van meetpunten die niet beïnvloed worden door RWZI effluent is significant hoger dan van meetpunten die wel door effluent beïnvloed worden ($df=1$; $F=20,14$; $P<0,001$; Figuur 4.3). De ligging van een RWZI (in het beheergebied van Aa en Maas, bijv. RWZI-Asten) blijkt ook een significant effect op de EKR-score te hebben ($df=1$; $LRT=12,83$; $P<0,001$). Opvallend hierbij is dat het meetpunt zonder invloed van RWZI effluent bij Asten een lage EKR-score heeft (Figuur 4.3).

Een belangrijke overweging bij het interpreteren van de KRW-maatlat is dat deze afhankelijk is van het toegekende watertype van de watergang. Het watertype van de monsterpunten in dit onderzoek is echter niet overal hetzelfde (verschilt tussen R5, M3, R6 en M1a). Verschillen in de EKR-score kunnen dus een vertekend beeld geven.

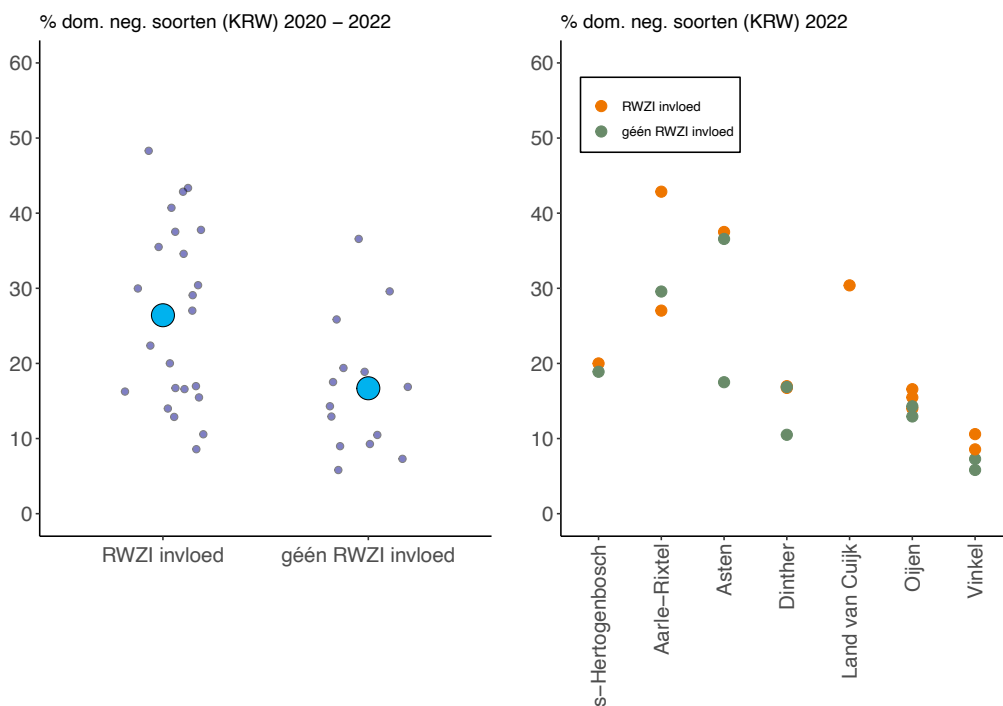


Figuur 4.3 Vergelijking van de EKR-score van de macrofaunagemeenschap op locaties met en zonder invloed van RWZI effluent. Links: metingen 2020-2022, de grote stip geeft het gemiddelde (de kleine bolletjes zijn afzonderlijke meetwaarden). Rechts: meetwaarden per RWZI-locatie voor 2022.



4.2.2 Aandeel dominante negatieve macrofauna (definitie KRW)

De KRW-maatlat geeft per monsterlocatie voor macrofauna naast de EKR-score ook de parameter 'aandeel (percentage) dominant negatief scorende macrofauna' weer. Dit aandeel dominant negatief scorende macrofauna is significant hoger in meetlocaties die beïnvloedt worden door RWZI effluent dan in locaties zonder invloed van RWZI effluent (df=1; F=14,73; P<0,001; Figuur 4.4). Ook blijkt de ligging van een RWZI een significant effect te hebben op het aandeel dominant negatief scorende macrofauna (df=1; LRT=37,51; P<0,001). Vooral de RWZI's Aarle-Rixtel, Asten (inclusief de bovenstroomse niet door RWZI effluent beïnvloede locatie in de Aa, meetpunt 140377) en Land van Cuijk hebben een hoog aandeel dominant negatief scorende macrofauna (Figuur 4.4).

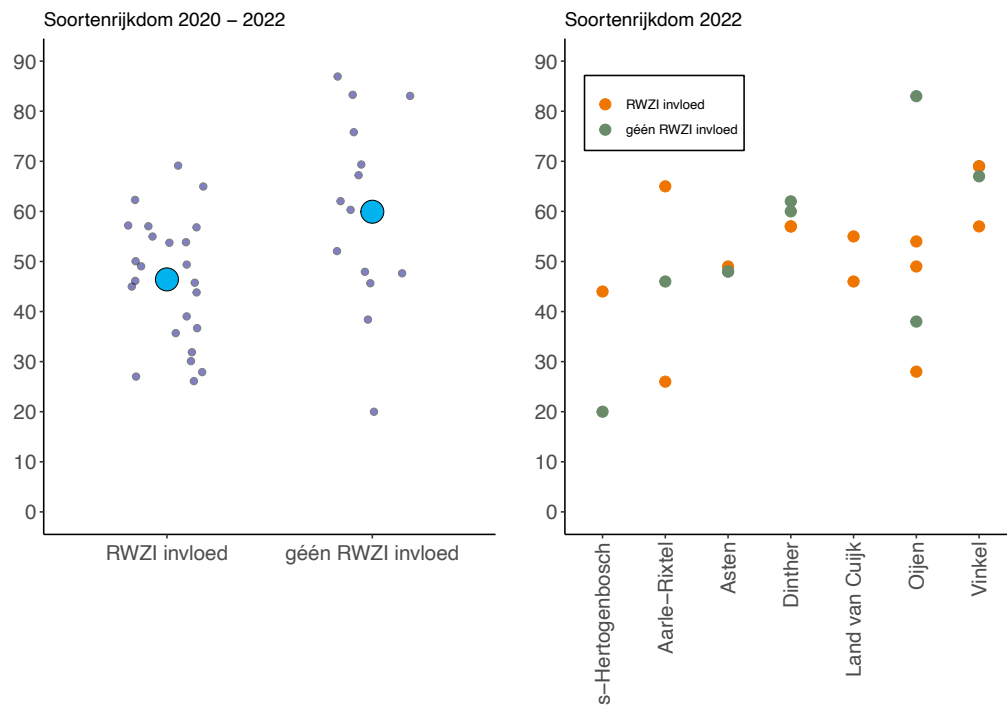


Figuur 4.4 Vergelijking van de KRW maatlat 'aandeel (%) dominant negatief scorende macrofauna' op locaties met en zonder invloed van RWZI effluent. Links: metingen 2020-2022, de grote stip geeft het gemiddelde (de kleine bolletjes zijn afzonderlijke meetwaarden). Rechts: meetwaarden per RWZI-locatie voor 2022.

4.2.3 Totale soortenrijkdom, abundantie en diversiteit

Soortenrijkdom

Wanneer de totale soortenrijkdom in macrofauna tussen meetpunten vergeleken wordt, blijken meetpunten zonder invloed van RWZI effluent een significant hogere soortenrijkdom te hebben dan meetpunten die worden beïnvloed door RWZI effluent (df=1; F=6.85; P=0,013; Figuur 4.5). Er is geen significant effect van de ligging van de RWZI op soortenrijkdom. Wel heeft het meetpunt zonder invloed van RWZI effluent bij RWZI's Oijen een opvallend hoge soortenrijkdom (Figuur 4.5).



Figuur 4.5 Vergelijking van de soortenrijkdom van de macrofaunagemeenschap op locaties met en zonder invloed van RWZI effluent. Links: metingen 2020-2022, de grote stip geeft het gemiddelde (de kleine bolletjes zijn afzonderlijke meetwaarden). Rechts: meetwaarden per RWZI-locatie voor 2022.

Abundantie & diversiteit

Er zijn geen significante verschillen tussen totale abundantie en Shannon-Wiener diversiteit van macrofauna tussen meetpunten met en zonder invloed van RWZI effluent. Ook de ligging van de RWZI in het beheergebied van Aa & Maas heeft geen significant effect op abundantie en diversiteit van macrofauna.

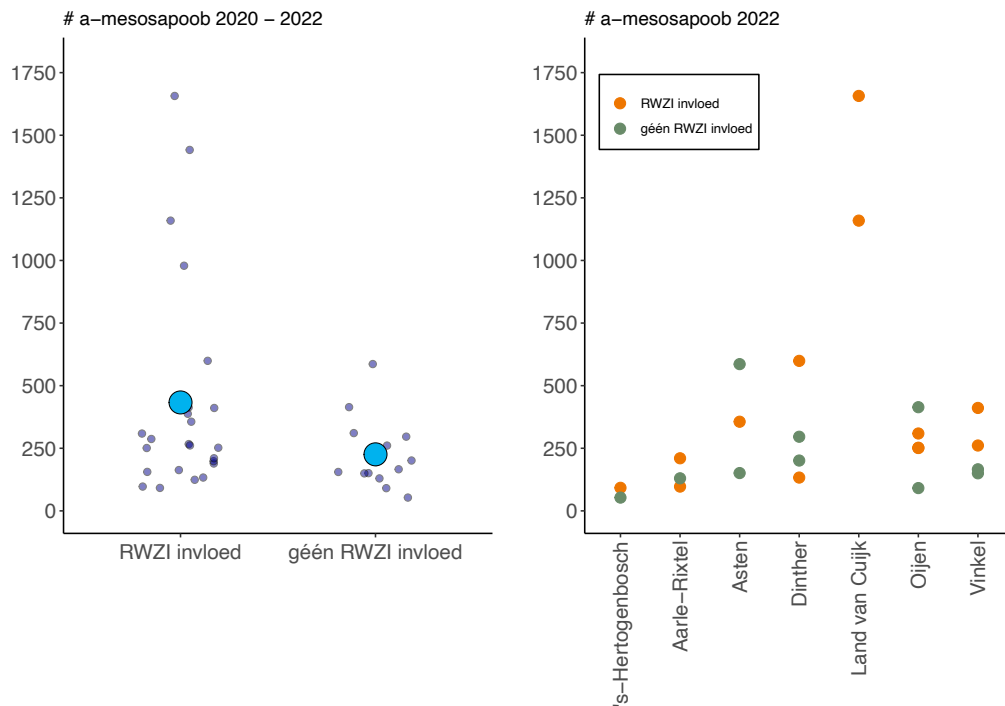
4.2.4 Abundantie mesosaprobe soorten

Op basis van de WEW-lijst (Verberk *et al.*, 2012) is de macrofaunagemeenschap gefilterd op aanwezige alfa- en beta-mesosaprobe macrofaunasoorten. Alfa-mesosaprobe soorten zijn relatief robuust tegen organische belasting, beta-mesosaprobe soorten zijn in beperkte mate tolerant tegen organische belasting. De abundantie aan mesosaprobe macrofaunasoorten is daarmee een proxy voor het effect van de impact van organisch belast effluentwater op een meetpunt.

Voor zowel alfa- als beta-mesosaprobe soorten is er geen significant verschil in abundantie tussen monsterpunten met en zonder invloed van RWZI effluent. Wel is er een significant effect van de ligging van de RWZI in het beheergebied van Aa & Maas op de abundanties van alfa-mesosaprobe soorten ($df=1$, $LRT=10,48$; $P=0,001$; Figuur 4.6). De meetpunten met invloed van RWZI effluent in het Land van Cuijk blijken hierbij (extreem) hoge aantallen alfa-mesosaprobe macrofauna te herbergen. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat hier de afvoer gedurende het zomerhalfjaar voor 90-100% uit RWZI effluent bestaat (zie ook Tabel 1). Ook een (bovenstrooms) niet door RWZI effluent beïnvloed meetpunt in



Asten en een door RWZI effluent beïnvloed meetpunt in Vinkel (het meest dichtbij liggende meetpunt t.o.v. de effluentlozing, meetpunt 140391) hadden een hoge abundantie alfa-mesosaprobe macrofauna. Voor aantallen beta-mesosaprobe soorten heeft de ligging van een RWZI-locatie geen significant effect.



Figuur 4.6 Vergelijking van de abundanties alfa-mesosaprobe macrofauna op locaties met en zonder invloed van RWZI effluent. Links: metingen 2020-2022, de grote stip geeft het gemiddelde (de kleine bolletjes zijn afzonderlijke meetwaarden). Rechts: meetwaarden per RWZI-locatie voor 2022.

4.2.5 Abundantie eutrofe en mesotrofe soorten

Op basis van de WEW-lijst kunnen ook eutrofe en mesotrofe soorten onderscheiden worden.

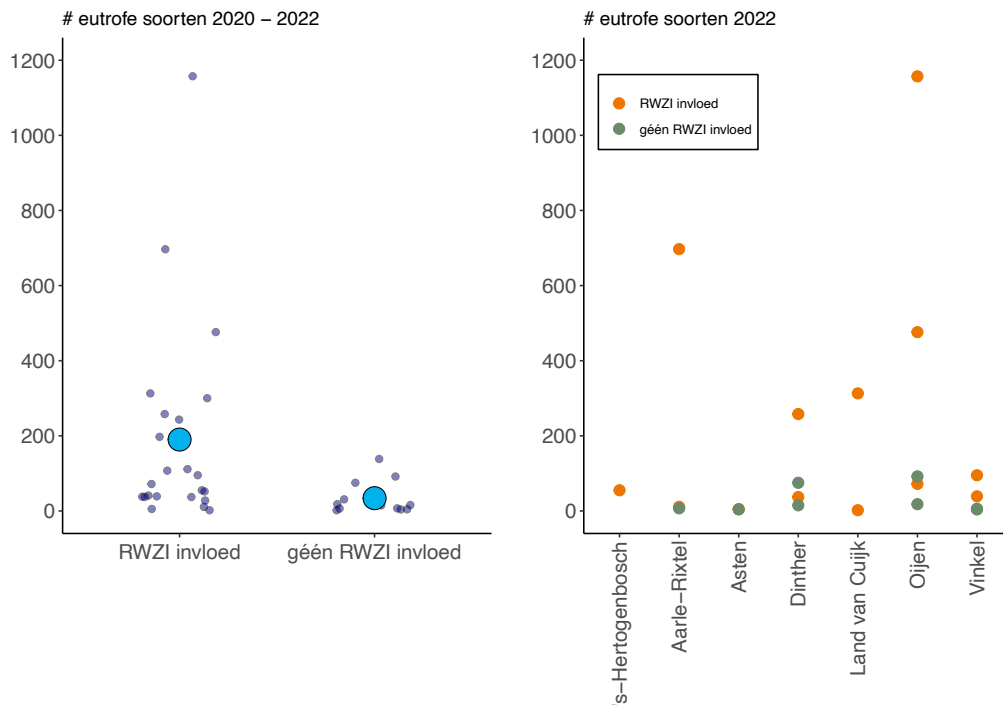
Eutrofe soorten

De abundantie van eutrofe soorten is significant hoger op meetpunten beïnvloed door RWZI-effluent dan op niet door effluent beïnvloede meetpunten ($df=1$; $F=5,7$; $P=0,023$; Figuur 4.7). Er is geen significant effect van de ligging van een RWZI in het beheergebied van Aa & Maas. Wel is opvallend dat de meetpunten die beïnvloed worden door RWZI effluent van de RWZI's Oijen en Aarle-Rixtel zich kenmerken door een extreem hoge abundantie eutrofe macrofauna.



Mesotrofe soorten

Voor mesotrofe macrofauna zijn geen significante verschillen gevonden tussen meetpunten met of zonder invloed van RWZI effluent of tussen de ligging van RWZI-locaties in het beheergebied van Aa & Maas.



Figuur 4.7 Vergelijking van de abundanties eutrofe macrofauna op locaties met en zonder invloed van RWZI effluent. Links: metingen 2020-2022, de grote stip geeft het gemiddelde (de kleine bolletjes zijn afzonderlijke meetwaarden). Rechts: meetwaarden per RWZI-locatie voor 2022. De waarde van het meetpunt 's-Hertogenbosch géén invloed effluent valt buiten de schaal (aantal = 4136, waarvan het grootste deel Kaspische slijkgarnaal (*Chelicorophium curvispinum*)).

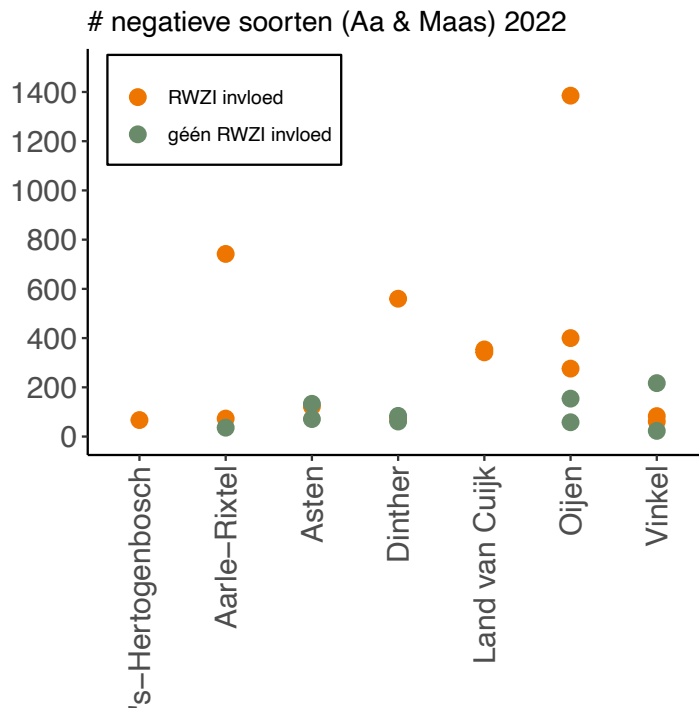
4.2.6 Abundantie negatieve en positieve soorten (definitie Aa & Maas)

AQUON heeft soortenlijsten aangeleverd uit de KRW-deelmaatlaten van macrofauna die positief (positief dominant) of negatief (negatief dominant) waarvan het voorkomen geassocieerd is met de ecologische waterkwaliteit van watergangen (zie ook het hoofdstuk over de methodiek). Er blijkt geen significant verschil te zijn voor zowel aantal soorten als abundantie van 'lokaal' positieve macrofauna tussen meetpunten met of zonder invloed van RWZI effluent of tussen de ligging van RWZI-locaties in het beheergebied van Aa & Maas.

Ook voor 'lokaal' negatieve macrofauna is geen significant verschil aanwezig in aantal soorten en abundantie tussen meetpunten met of zonder invloed van RWZI effluent of tussen de ligging van RWZI-locaties in het beheergebied van Aa & Maas.



Een nadere beschouwing van de abundantie van 'lokaal' negatieve macrofauna laat wel (extreem) hoge abundanties zien in door RWZI effluent beïnvloedde meetpunt van de RWZI locatie Oijen, en in mindere mate Aarle-Rixtel (Figuur 4.8).



Figuur 4.8 Vergelijking van de abundanties 'lokaal' negatieve macrofauna (definitie Aa & Maas) op locaties met en zonder invloed van RWZI effluent in 2022. De waarde van het meetpunt in de RWZI 's-Hertogenbosch zonder invloed van RWZI effluent valt buiten de weergegeven schaal (aantal = 4155, waarvan het grootste deel Kaspische slijkgarnaal (*Chelicorophium curvispinum*)). Bij Land van Cuijk zijn de abundanties vrijwel gelijk op de twee meetpunten vrijwel waardoor ze in de grafiek een punt lijken.

4.2.7 Effecten van waterkwaliteit op macrofauna

Van de waterkwaliteitsvariabelen AMIVE (totaal concentratie metalen), Kjeldahl stikstof, totaal P en totaal N is onderzocht of er een significante relatie bestaat tussen de gemeten concentraties van de betreffende waterkwaliteitsfactoren en de onderzochte macrofauna maatlaten op de meetpunten.

EKR & negatief dominante soorten

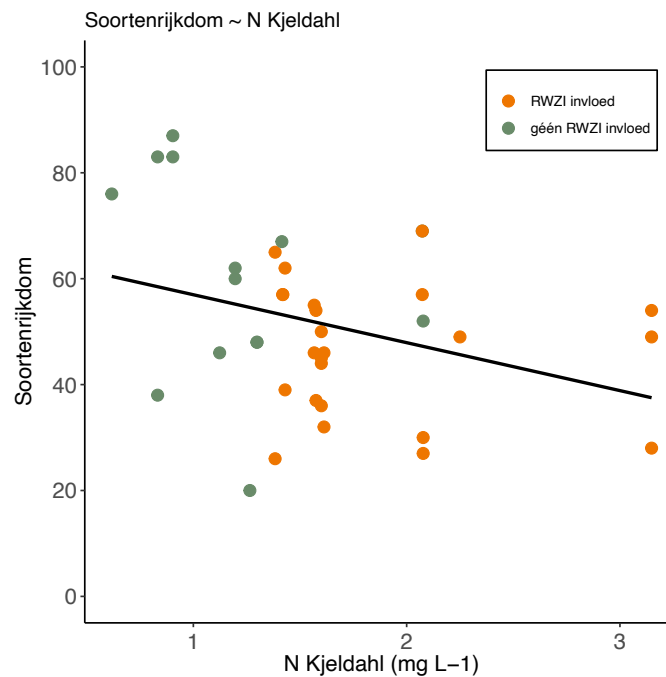
Voor de EKR-score was geen sprake van significante verbanden tussen waterkwaliteit en EKR. Het aandeel dominant negatieve soorten vertoonde wel een significante relatie met Kjeldahl stikstof ($df=1$; $F=4,61$; $P=0,040$). Er was alleen geen sprake van een sterke lineaire relatie, Kjeldahl stikstof verklaart weinig van de waargenomen variatie in het aandeel dominant negatieve soorten.



Soortenrijkdom, abundantie en diversiteit

De totale soortenrijkdom van de macrofaunagemeenschap vertoonde een significante relatie met Kjeldahl stikstof ($df=1$; $F=5,10$; $P=0,032$). Meetpunten met een lage Kjeldahl stikstofconcentratie (doorgaans niet beïnvloed door RWZI effluent) hebben een hogere soortenrijkdom aan macrofauna (Figuur 4.9)

Voor de totale abundantie en voor de Shannon – Wiener diversiteitsindex was geen sprake van significante verbanden met de onderzochte waterkwaliteitsvariabelen.



Figuur 4.9 Relatie tussen Kjeldahl stikstof en de totale soortenrijkdom van de macrofaunagemeenschap van de bemonsterde locaties. De zwarte lijn beschrijft de trend op basis van een lineaire regressie plot.

Mesosaprobie, eutrofie en mesotrofie

De abundantie van alfa- en beta-mesosaprobe macrofauna en van eutrofe en mesotrofe macrofauna vertoonde geen significante relaties met de onderzochte waterkwaliteitsparameters.

Abundantie negatieve en positieve macrofauna (definitie Aa & Maas)

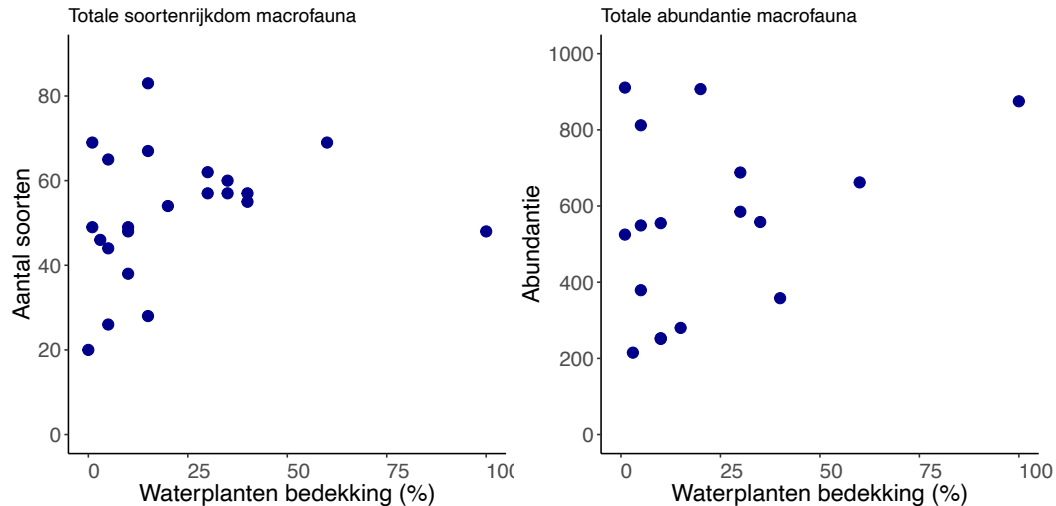
De abundantie van negatieve en positieve macrofauna zoals gedefinieerd door Aa & Maas vertoonde geen significante relaties met de onderzochte waterkwaliteitsparameters.

4.2.8 Effect van waterplantenbedekking

In 2022 is van elk monsterpunt waar macrofauna gemeten is, ook de totale bedekking van waterplanten genoteerd. Er blijken geen significante lineaire verbanden te zijn tussen de bedekking van waterplanten en het totaal aantal waargenomen soorten macrofauna of de totale abundantie van macrofauna (Figuur 4.10). De gegevens in de plots suggereren dat al bij een lage bedekking waterplanten relatief veel soorten en hoge aantallen



macrofauna worden aangetroffen en dat de soortenrijkdom en abundantie niet verder toeneemt met een hogere bedekking waterplanten.



Figuur 4.10 Weergave van waterplantenbedekking en totale macrofauna soortenrijkdom (links) en abundantie (rechts) van de bemonsterde locaties in 2022. Er is geen sprake van een significant lineair verband tussen waterplantenbedekking en de waargenomen soortenrijkdom of abundantie van.

4.2.9 Samenvatting resultaten en discussie macrofauna

In Tabel 2 is een overzicht gegeven van de resultaten van alle hierboven beschreven analyses aan macrofauna.

Tabel 2: Overzicht resultaten analyses macrofauna. Met groen gearceerd zijn significante resultaten weergegeven.

Macrofauna	Type beoordeling	specificatie	Ligging meetpunt t.o.v. RWZI			
			bovenstrooms	benedenstrooms	effect RWZI-locatie	afwijkende locatie
	clusteranalyse (dendrogram)	alle meetpunten	ja	ja	ja	nvt
	EKR-score	alle meetpunten	hoger	lager	ja	Asten
	Aandeel dominant negatieve soorten	alle meetpunten	lager	hoger	ja	Asten, Vinkel
	Soortenrijkdom	alle meetpunten	hoger	lager	nee	Oijen
	Abundantie & diversiteit	alle meetpunten	n.s.	n.s.	nee	
	Abundantie a-mesosaprobe soorten	alle meetpunten	n.s.	n.s.	ja	Land van Cuijk, Asten, Vinkel
	Abundantie b-mesosaprobe soorten	alle meetpunten	n.s.	n.s.	nee	
	Abundantie eutrofe soorten	alle meetpunten	lager	hoger	nee	Oijen, Aarle-Rixtel
	Abundantie mesotrofe soorten	alle meetpunten	n.s.	n.s.	nee	
	Abundantie positieve en negatieve soorten	alle meetpunten	n.s.	n.s.	nee	Oijen
	Effecten waterkwaliteitsparameters:	specificatie	AMIVE	Kjeldahl N	Totaal N	Totaal P
	EKR-score	alleen 2022	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Aandeel dominant negatieve soorten	alleen 2022	n.s.	ja (zeer zwak)	n.s.	n.s.
	Soortenrijkdom	alleen 2022	n.s.	ja	n.s.	n.s.
	Abundantie & diversiteit	alleen 2022	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Abundantie a-mesosaprobe soorten	alleen 2022	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Abundantie b-mesosaprobe soorten	alleen 2022	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Abundantie eutrofe soorten	alleen 2022	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Abundantie mesotrofe soorten	alleen 2022	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Abundantie positieve negatieve soorten	alleen 2022	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
		specificatie	Effect waterplanten			
	Soortenrijkdom	alleen 2022	n.s.			
	Abundantie	alleen 2022	n.s.			



Een belangrijke eerste constatering uit het onderzoek is dat de macrofaunagemeenschap tussen de onderzochte meetlocaties sterk verschilt in soortensamenstelling en -abundantie. Dit wordt geïllustreerd door het dendrogram waarbij verschillende RWZI-locaties en boven- en benedenstroomse locaties op verschillende afstanden van elkaar verschijnen in de clusteranalyse. Het is niet verder onderzocht welke soorten nu precies verschillen tussen meetlocaties. Voor de interpretatie van het macrofaunameetnet in relatie tot RWZI effluent is het vooral belangrijk om te constateren dat er inderdaad verschillen zijn tussen afzonderlijke RWZI-locaties en boven- en benedenstroomse monsterpunten. Deze verschillen in macrofaunagemeenschappen kunnen enerzijds ontstaan door verschillende habitatkenmerken tussen meetlocaties, anderzijds kunnen ze veroorzaakt worden door de afstand welke een meetlocatie tot het effluentlozingspunt heeft (zie ook Hallmann *et al.*, 2022) en hoe het watersysteem hydrologisch werkt (bijv. in watersysteem rondom Vinkel wordt tijdens droge zomers water de andere kant opgestuurd, waardoor er bij het meest benedenstroomse meetpunt geen effluent meer komt).

De daaropvolgende analyses van parameters van de macrofaunagemeenschap in relatie tot de ligging van meetpunten ten opzichte van RWZI's tonen verschillende significante relaties. Ten eerste blijkt de ligging van een meetlocatie boven- of benedenstrooms van een RWZI een significant effect te hebben op de macrofaunagemeenschap. Dit is aangetoond voor de EKR-score, het aandeel dominant negatieve soorten, de soortenrijkdom, de abundantie van alfa-mesosaprobe soorten en de abundantie van eutrofe soorten. Monsterpunten bovenstrooms van een RWZI effluent scoren hierbij hoger in de maatlaten voor biodiversiteit: een hogere EKR, een hogere totale soortenrijkdom en een lager aandeel dominant negatieve soorten. De macrofaunagemeenschap is in zijn algemene zin (voor alle RWZI-locaties samen) in termen van biodiversiteit dus enigszins verarmd benedenstrooms van een RWZI effluent. De waterkwaliteit lijkt hier een logische verklaring voor te zijn.

Naast het algemene effect van de ligging van een meetpunt boven- of benedenstrooms van RWZI-locaties, is er ook een significant effect van afzonderlijke RWZI-locaties op verschillende macrofauna parameters. Dit is aangetoond voor de EKR-score, het aandeel dominant negatieve macrofauna en de abundantie van alfa-mesosaprobe soorten. Dit effect houdt in dat (een) bepaalde RWZI-locatie(s) een afwijkende hoge of lage score hebben ten opzichte van andere locaties. Meetpunten nabij de RWZI Vinkel hebben hierbij een relatief hoge EKR-scores en een laag aandeel dominant negatieve soorten ten opzichte van andere RWZI-locaties. De meetpunten nabij de RWZI Land van Cuijk hebben een hoge abundantie alfa-mesosaprobe soorten ten opzichte van andere RWZI-locaties.

Analyses waarbij de onderzochte macrofaunaparameters gerelateerd zijn aan waterkwaliteitsvariabelen, resulteerde in een sterke relatie tussen Kjeldahl stikstof en totale soortenrijkdom. De soortenrijkdom neemt hierbij af met een toenemende Kjeldahl stikstof belasting. Dit is een sterke indicatie dat het effect van een RWZI effluent (in de vorm van een hoge Kjeldahl stikstof belasting) ook daadwerkelijk een meetbaar negatief effect heeft op de soortenrijkdom van de macrofaunagemeenschap.



Een interessante constatering is daarnaast dat het bedekkingspercentage waterplanten (alleen beschikbaar voor 2022) geen duidelijk verklarend effect heeft op de totale soortenrijkdom en abundantie van de macrofaunagemeenschap. Er worden ook soortenrijke gemeenschappen aangetroffen bij lage bedekkingen van waterplanten.

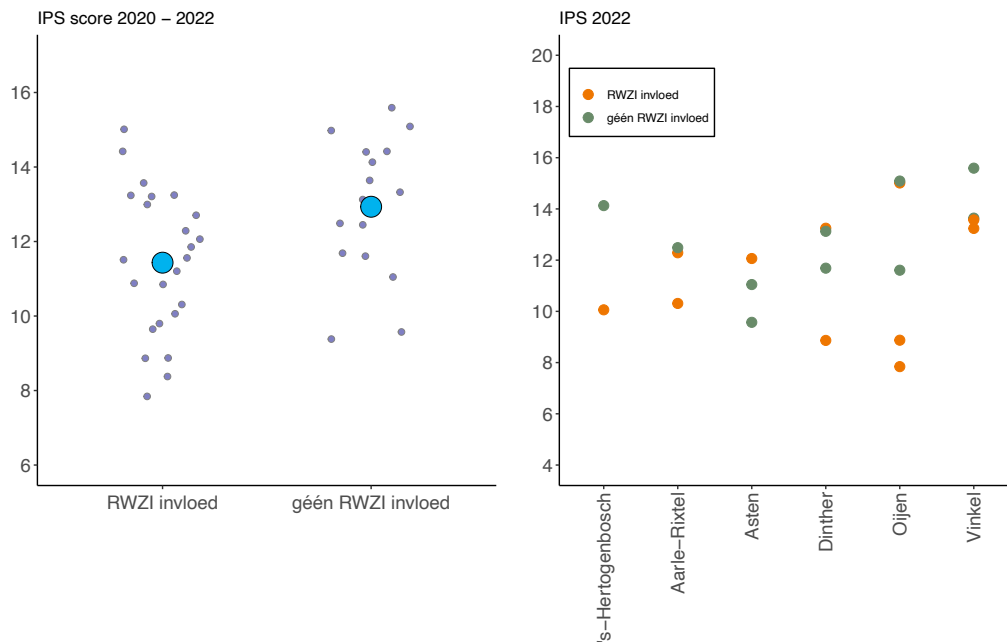
De soortenlijsten aangeleverd door AQUON met positief- en negatief dominante soorten (ten aanzien van de waterkwaliteit, zie ook paragraaf 2.3) resulteerde niet in significante verschillen tussen boven- en benedenstroomse meetlocaties. Wel bleken de benedenstroomse locaties Land van Cuijk, Oijen en Vinkel (extreem) hoge aantallen 'lokale' negatieve soorten te bevatten. Mogelijk dat deze negatieve soorten ook een indicatie zijn voor een hoge toxische belasting van het effluent van deze RWZI-locaties.

Tenslotte moet ook nog benoemd worden dat bovenstroomse monsterpunten van de locatie Asten bovengemiddeld slecht scoren in termen van macrofaunabiodiversiteit. Aangezien deze monsterpunten bovenstrooms van het RWZI effluent liggen, zou in theorie juist een hogere score verwacht worden. Uit het meerjarige fysisch-chemische meetnet rondom alle RWZI's is gebleken dat de bovenstroomse waterkwaliteit slecht (P en N) is (Van Zuilichem & Bertens Zorzano, 2022). Mogelijk dat ook de habitatkwaliteit van deze watergang bovenstrooms ook relatief slechter is ten opzichte van benedenstrooms, waardoor er geen verschil detecteerbaar is ten opzichte van monsterpunten benedenstrooms de RWZI Asten.

4.3 Diatomeeën

4.3.1 IPS-score diatomeeën

Uit het diatomeeënmeetnet blijkt dat de gemiddelde IPS-score in de periode 2020-2022 significant hoger te zijn in meetpunten die beïnvloed worden door RWZI effluent dan in meetpunten zonder RWZI effluent ($df=1$; $F=6,27$; $P=0,017$; Figuur 4.11). Er was geen significant effect van de ligging van de RWZI-locatie binnen het beheergebied van Aa & Maas op de IPS-score. Wel is opvallend dat in 2022 van de zeven RWZI-locaties, Asten de enige locatie is waarbij de IPS-score van niet door RWZI effluent beïnvloede meetpunten (bovenstrooms gelegen van de RWZI) lager is dan het door RWZI effluent beïnvloede monsterpunt. Er is geen significant effect van waterkwaliteitsparameters op de IPS-score gevonden.



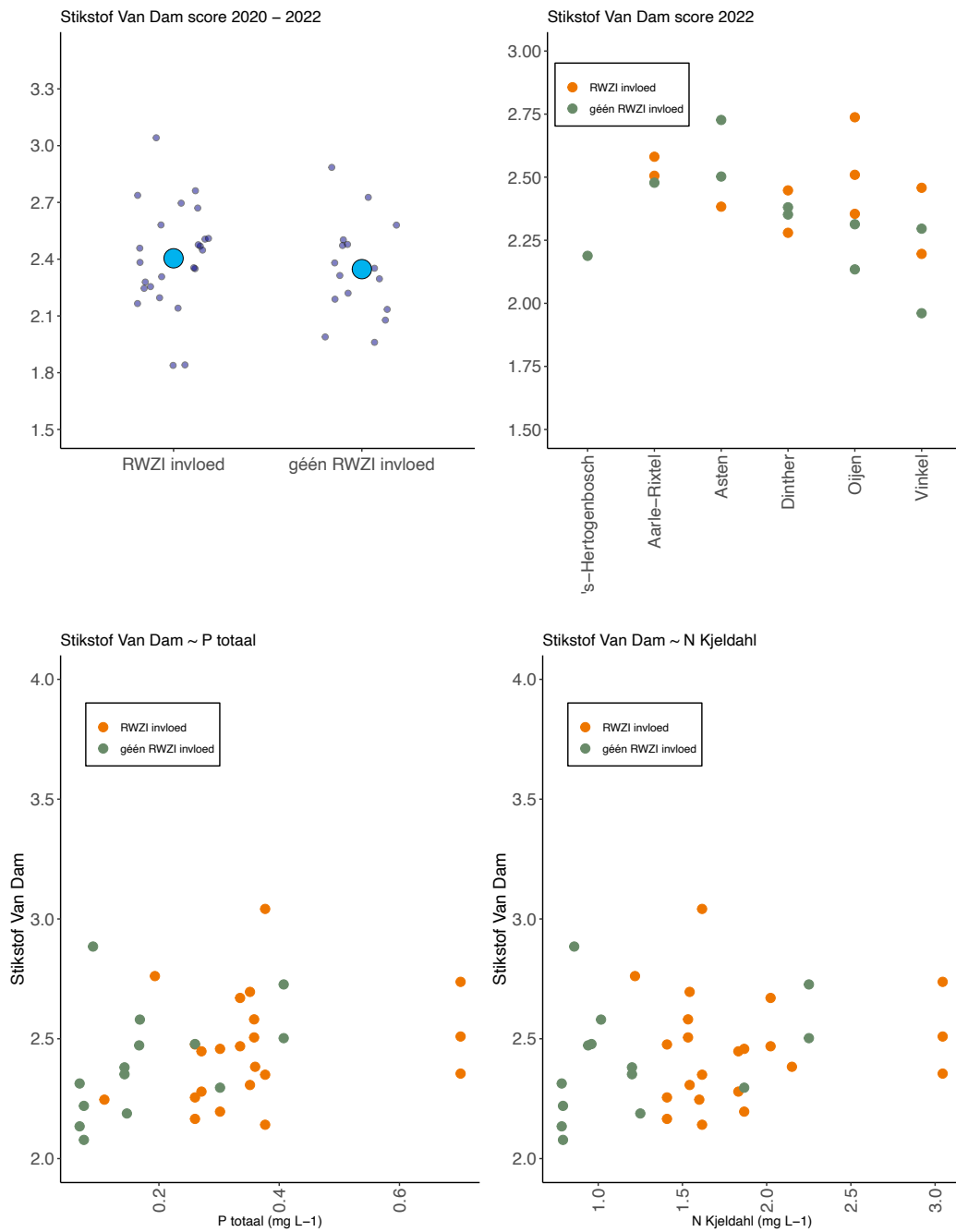
Figuur 4.11 Vergelijking van de IPS-score van de diatomeeëngemeenschap op locaties met en zonder invloed van RWZI effluent. Links: metingen 2020-2022, de grote stip geeft het gemiddelde (de kleine bolletjes zijn afzonderlijke meetwaarden).

4.3.2 Van Dam Index diatomeeën

Naast de IPS-score kan de diatomeeëngemeenschap ook uitgedrukt worden op basis van de Van Dam index. Hierbij worden o.a. de maatlatten stikstof, zuurstof, saliniteit, zuurgraad, organische belasting (saprobie), trofische staat (eutrofie) en vochtigheid onderscheiden. In het onderzoeksgebied zijn vooral de Van Dam maatlatten voor stikstof, saprobie, eutrofie en zuurstof interessant. Een hoge score is daarbij een indicatie voor een hoge (negatieve) milieubelasting. Soorten die tolerant zijn voor stikstof, goed tegen lage zuurstofconcentraties kunnen of bestand zijn tegen een hoge organische belasting of nutriëntendruk, resulteren in een hogere score.

Van Dam stikstof index

Op basis van de Van Dam index blijkt er geen significant verschil te zijn in de gemiddelde Van Dam stikstofscore tussen meetpunten die wel of niet worden beïnvloed door RWZI effluent (figuur 4.12). Er is ook geen significant effect van de ligging van een RWZI-locatie binnen het beheergebied van Aa & Maas op de Van Dam stikstofscore. Net als voor de parameter IPS-score, is Asten de enige RWZI waarbij de Van Dam index van niet door RWZI effluent beïnvloedde monsterpunten (bovenstrooms gelegen van de RWZI) lager is dan het door RWZI effluent beïnvloedde monsterpunt. Daarnaast blijken de waterkwaliteitsparameters Kjeldahl stikstof (df=1; F=7,17; P=0,014) en totaal P (df=1; F=11,74; P=0,005) een significant effect te hebben op de Van Dam stikstof score. De meeste monsterpunten met een invloed van RWZI effluent hebben hogere P- en Kjeldahl stikstofconcentraties dan monsterpunten zonder invloed van RWZI effluent.



Figuur 4.12 Vergelijking van de Stikstof Van Dam score van de diatomeeëngemeenschap op locaties met en zonder invloed van RWZI effluent. Links: metingen 2020-2022, de grote stip geeft het gemiddelde (de kleine bolletjes zijn afzonderlijke meetwaarden). De onderste grafieken geven de relatie tussen totaal P (linksonder) en Kjeldahl N (rechtsonder) en de Stikstof Van Dam score.

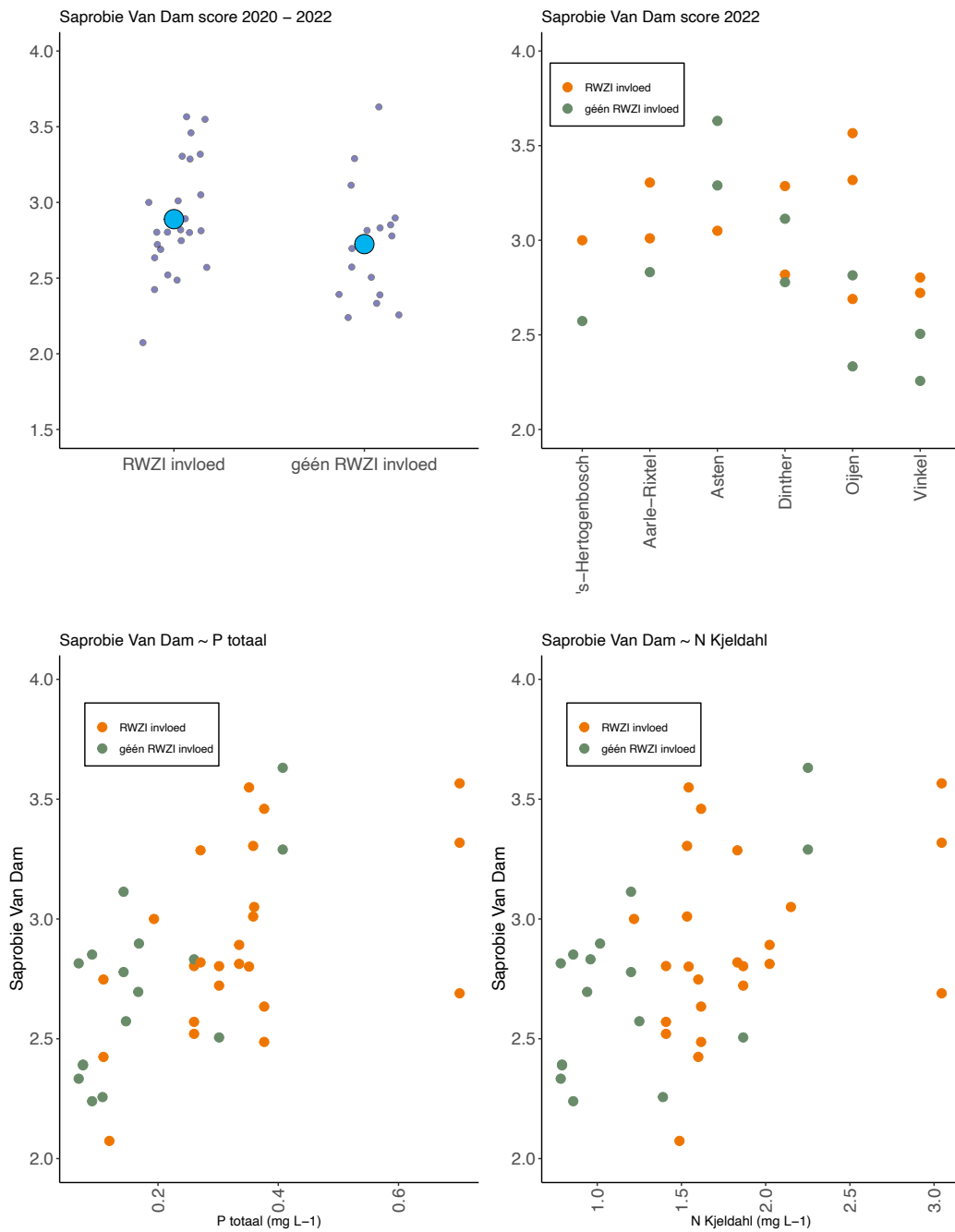


Van Dam saprobie index

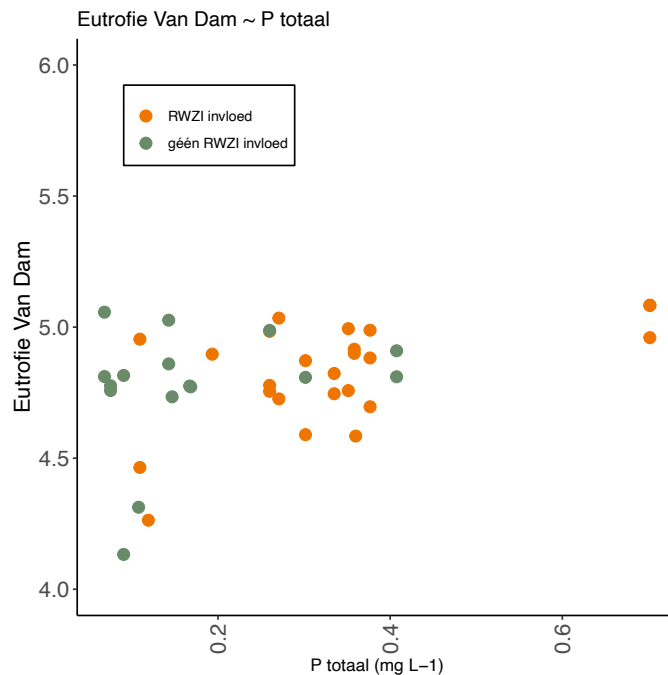
De Van Dam saprobie index blijkt significant hoger te zijn in monsterpunten die beïnvloed worden door RWZI effluent dan in monsterpunten zonder invloed van RWZI effluent ($df=1$; $F=5,23$; $P=0,029$; Figuur 4.13). Daarnaast blijkt ook de ligging van een RWZI binnen het beheergebied van Aa & Maas een significant effect te hebben op de saprobie index ($df=1$; $LRT=5,43$; $P=0,020$). Vooral de (benedenstroomse) door RWZI effluent beïnvloede monsterpunten in Oijen en de niet door RWZI effluent beïnvloede (bovenstroomse) monsterpunten in Asten hebben hoge saprobie scores (Figuur 4.13). Daarnaast blijken de waterkwaliteitsparameters Kjeldahl stikstof ($df=1$; $F=4,07$; $P=0,050$) en totaal P ($df=1$; $F=7,77$; $P=0,016$) een significant effect te hebben op de Van Dam saprobie index. Net zoals bij de Van Dam stikstof index hebben ook de waterkwaliteitsparameters Kjeldahl stikstof ($df=1$; $F=4,07$; $P=0,561$) en totaal P ($df=1$; $F=12,43$; $P=0,016$) een significant effect op de Van Dam saprobie score. De meeste door RWZI effluent beïnvloede monsterpunten hebben hogere P- en Kjeldahl stikstofconcentraties die ook in een hogere Van Dam saprobie score resulteren.

Van Dam eutrofie index

De Van Dam eutrofie index blijkt niet significant te verschillen tussen meetpunten die wel of niet door RWZI effluent worden beïnvloed. Er is ook geen significant effect van de ligging van een RWZI binnen het beheergebied van Aa & Maas detecteerbaar. De waterkwaliteitsparameters totaal P blijkt een significant effect te hebben op de Van Dam eutrofie score ($df=1$; $F=5,20$; $P=0,029$). Er is echter geen duidelijke trend zichtbaar tussen totaal P-concentratie en de Van Dam eutrofie score, behalve dat twee meetpunten met invloed van RWZI effluent met hoge totaal P-concentraties ook hoge Van Dam eutrofie indexen laten zien (Figuur 4.14).



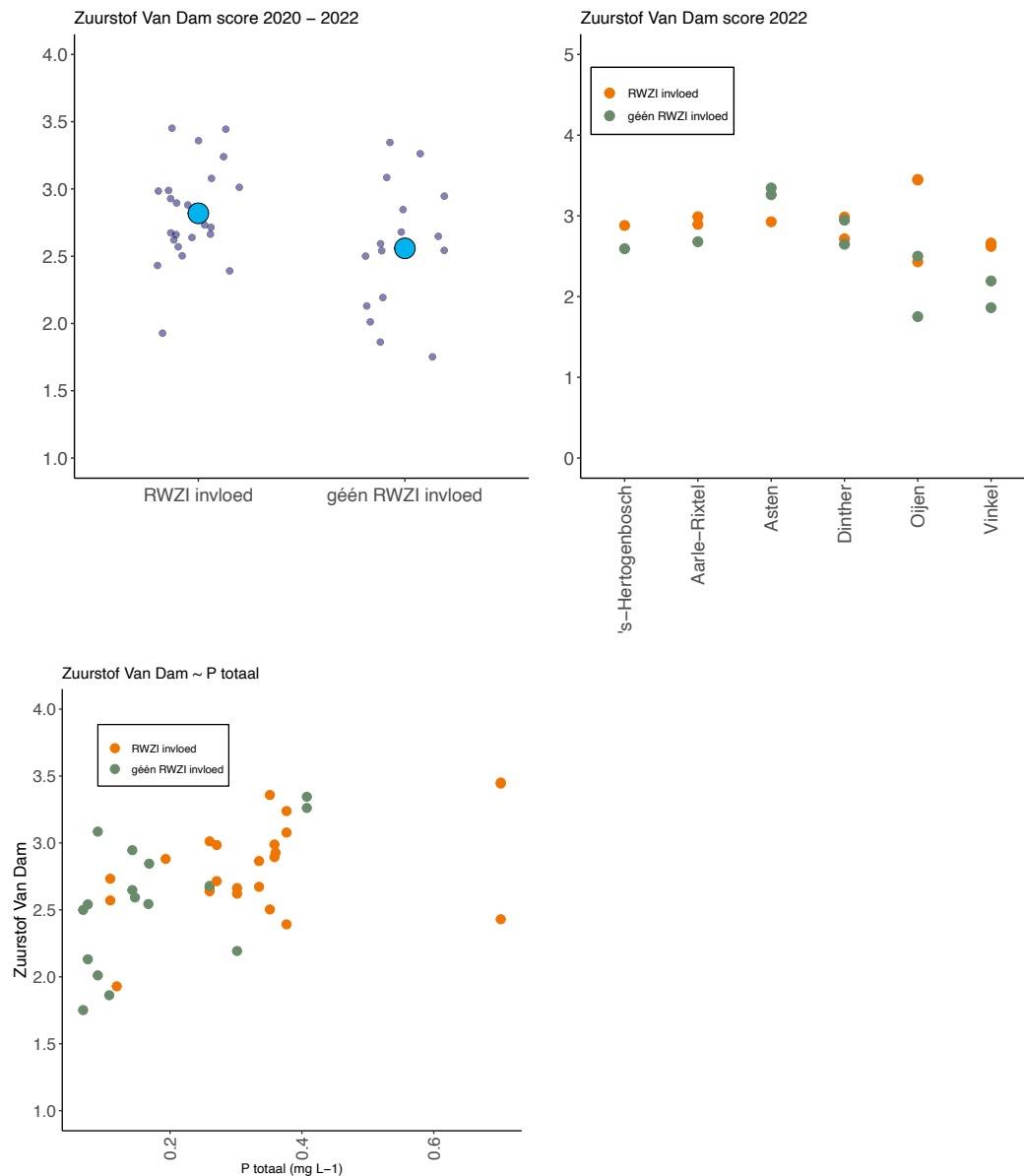
Figuur 4.13 *Vergelijking van de Saprobie Van Dam score van de diatomeeëngemeenschap op locaties met en zonder invloed van RWZI effluent. Links: metingen 2020-2022, de grote stip geeft het gemiddelde (de kleine bolletjes zijn afzonderlijke meetwaarden). De onderste grafieken geven de relatie tussen totaal P (linksonder) en Kjeldahl N en de Saprobie Van Dam score.*



Figuur 4.14 Relatie tussen totaal P concentratie en de Eutrofie Van Dam score van de diatomeeëngemeenschap op locaties met en zonder invloed van RWZI effluent (2020-2022).

Van Dam zuurstof index

De Van Dam zuurstof index is significant verschillend tussen meetpunten met en zonder RWZI effluent invloed (df=1; F=6,73; P=0,014). Er is geen significant effect van de ligging van een RWZI-locatie binnen het beheergebied van Aa & Maas. De meeste meetpunten met invloed van RWZI effluent hebben hierbij een hogere Van Dam Zuurstof score (Figuur 4.15). De waterkwaliteitsparameter totaal P blijkt daarnaast een significant effect te hebben op de Van Dam zuurstof score (df=1; F=5,24; P=0,028). Meetpunten met invloed van RWZI effluent hebben hogere totaal P concentraties en resulteren ook in hogere Van Dam Zuurstof scores (Figuur 4.15).



Figuur 4.15 *Vergelijking van de Zuurstof Van Dam score van de diatomeeëngemeenschap op locaties met en zonder invloed van RWZI effluent. Links: metingen 2020-2022, de grote stip geeft het gemiddelde (de kleine bolletjes zijn afzonderlijke meetwaarden). De onderste grafiek geeft de relatie tussen totaal P (linksonder) en de Zuurstof Van Dam score.*

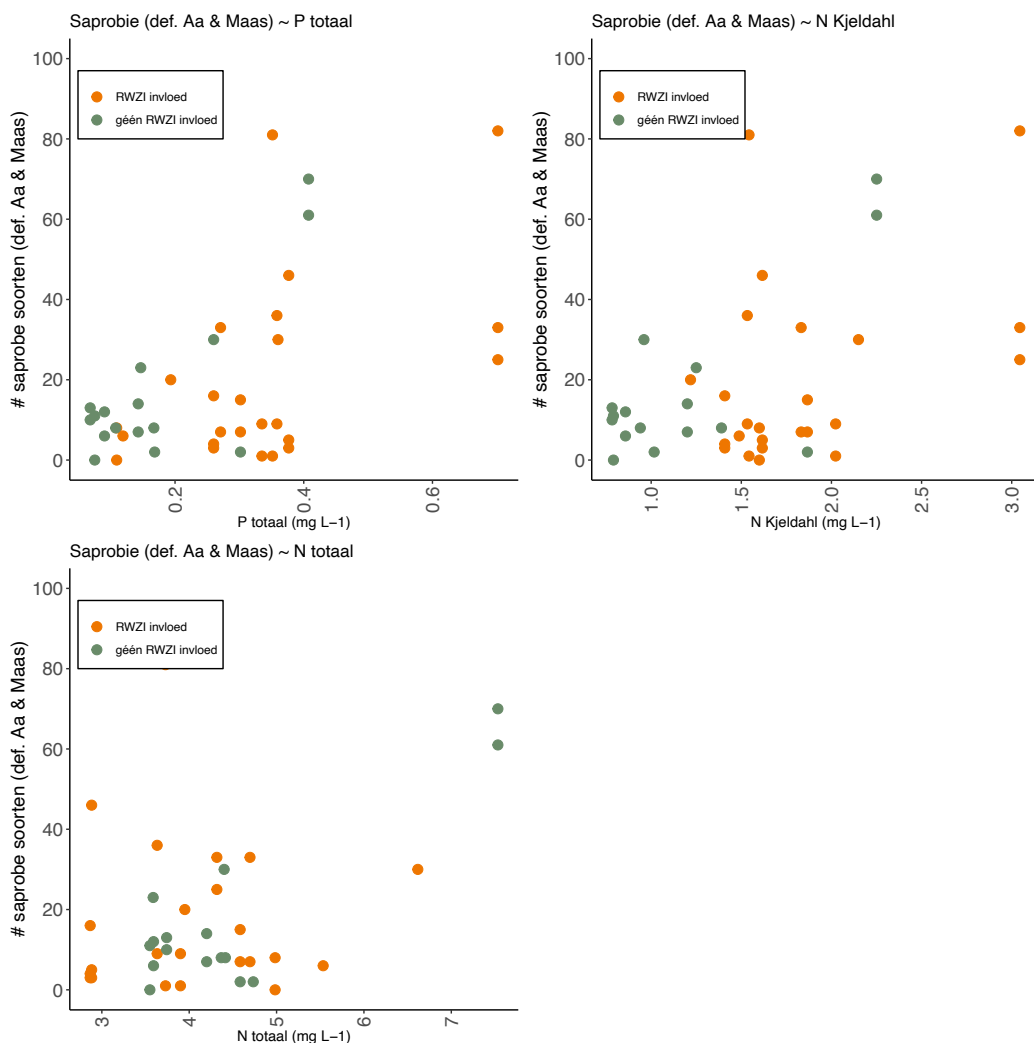
4.3.3 Saprobie index diatomeeën (Aa & Maas)

Naast de IPS-index en de Van Dam index heeft AQUON op basis van specialistische gebiedskennis een soortenlijst opgesteld van saprobe diatomeeënsoorten die veel in het onderzoeksgebied voorkomen (soorten die bestand zijn tegen een hoge mate van organische belasting). Wanneer het totale aantal zogenoemde 'lokaal saprobe' diatomeeën opgeteld wordt, blijkt er geen significant verschil te zijn tussen het gemiddelde aantal saprobe diatomeeën tussen meetlocaties met en zonder invloed van



RWZI effluent. Er is ook geen significant effect van de ligging van de RWZI-locatie in het beheergebied van Aa & Maas.

Wel blijkt dat de waterkwaliteitsparameters totaal P (df=1; F=9,80; P=0,004, Figuur 4.16), Kjeldahl stikstof (df=1; F=4,45; P=0,042, Figuur 4.16) en totaal N (df=1; F=10,08; P=0,003, Figuur 4.16) een significant effect te hebben op de lokale saprobie score (volgens definitie Aa & Maas). Hoge Kjeldahl stikstof- en hoge totaal P- en N-concentraties resulteren hierbij ook in hogere aantallen saprobe diatomeeën. De (bovenstroomse) niet door RWZI effluent beïnvloede meetlocaties van Asten laten hierbij uitzonderlijk hoge aantallen lokaal saprobe diatomeeën zien t.o.v. van andere niet door RWZI effluent beïnvloede meetlocaties (Figuur 4.16).



Figuur 4.16 Weergave van de relatie tussen totaal P (rechtsboven), Kjeldahl N (rechtsboven), en totaal N (linksonder) en de abundantie van saprobe soorten (volgens de definitie van Aa & Maas).



4.3.4 Samenvatting resultaten en discussie diatomeeën

In Tabel 3 is een overzicht gegeven van de resultaten van alle hierboven beschreven analyses aan de diatomeeën.

Tabel 3: Overzicht resultaten analyses diatomeeën. Met groen gearceerd zijn significante resultaten weergegeven.

Diatomeeën	Type beoordeling	specificatie	Ligging meetpunt t.o.v. RWZI			effect RWZI-locatie	afwijkende locatie
			bovenstrooms	benedenstrooms			
	clusteranalyse (dendrogram)	alle meetpunten	ja	ja	ja	nvt	
	IPS-score	alle meetpunten	hoger	lager	nee		Asten
	Van Dam index-stikstof	alle meetpunten	n.s.	n.s.	ja		Asten
	Van Dam index-saprobie	alle meetpunten	lager (=beter)	hoger (=slechter)	ja		Asten
	Van Dam index-eutrofie	alle meetpunten	n.s.	n.s.	nee		
	Van Dam index-zuurstof	alle meetpunten	lager (=beter)	hoger (=slechter)	ja		Asten, Oijen
	Effecten waterkwaliteitsparameters:	Specificatie	AMIVE	Kjeldahl N	Totaal N		Totaal P
	IPS-score	alleen 2022	n.s.	n.s.	n.s.		n.s.
	Van Dam index-stikstof	alleen 2022	n.s.	ja	n.s.		ja
	Van Dam index-saprobie	alleen 2022	n.s.	ja	n.s.		ja
	Van Dam index-eutrofie	alleen 2022	n.s.	n.s.	n.s.		ja (zeer zwak)
	Van Dam index-zuurstof	alleen 2022	n.s.	n.s.	n.s.		ja

Ook voor de diatomeeëngemeenschap zijn op basis van gemeenschapsanalyse verschillen gevonden tussen de onderzochte meetlocaties in soortensamenstelling en -abundanties. De verschillen in het dendrogram zijn hierbij sterker in vergelijking met de macrofaunagemeenschap. Verschillende RWZI-locaties en/of boven- en benedenstroomse locaties clusteren in aparte groepen op verschillende afstanden van elkaar. Ook hier is niet verder onderzocht welke soorten nu precies verschillen tussen meetlocaties. De verschillen in soortgemeenschappen van diatomeeën tussen RWZI-locaties en boven- en benedenstroomse meetpunten zijn sterker. Dit is verklaarbaar vanuit het gegeven dat diatomeeën meer plaatsgebonden zijn dan macrofauna, waardoor verschillen in habitat en waterkwaliteit een grotere impact hebben op de samenstelling van de diatomeeëngemeenschap dan van de macrofaunagemeenschap.

De analyses van parameters van de diatomeeëngemeenschap tonen net als voor macrofauna, significante effecten van de ligging van een meetlocatie boven- of benedenstrooms van een RWZI. Dit geldt voor de IPS-score, de Van Dam Index saprobie en de Van Dam Index zuurstof. Monsterpunten bovenstrooms van een RWZI effluent scoren hierbij hoger in de maatlaten voor biodiversiteit: een hogere IPS-score en een lagere Van Dam Index stikstof, saprobie en zuurstof. De diatomeeëngemeenschap is in zijn algemene zin (dus voor alle RWZI-locaties samen) in termen van biodiversiteit dus enigszins verarmd benedenstrooms van een RWZI effluent. De (matige) waterkwaliteit lijkt hier een logische verklaring in te zijn, vooral diatomeeën tolerant voor hogere saprobie en lagere zuurstofgehalten zijn dominant.

Naast het algemene effect van de ligging van een meetpunt boven- of benedenstrooms van RWZI-locaties, is er ook een significant effect van de RWZI-locatie zelf op enkele van Dam indices voor diatomeeën. RWZI-locatie had hierbij een effect op de Van Dam stikstof en saprobie score. De locatie Astén heeft hierbij een hoge Van Dam stikstof score en de locaties Oijen en Astén hebben allebei een hoge Van Dam Saprobie score.



Analyses waarbij de onderzochte diatomeeën parameters gerelateerd zijn aan waterkwaliteitsvariabelen resulteerde in een sterke relatie tussen Kjeldahl stikstof en totaal P op de Van Dam Stikstof score. De score neemt hierbij toe met een toenemende Kjeldahl stikstof en totaal P belasting. Ook de Van Dam Zuurstof score nam toe met toenemende totaal P belasting. Dit is een indicatie dat het effect van een RWZI effluent (in de vorm van een hoge Kjeldahl stikstof en totaal P belasting) ook daadwerkelijk een meetbaar effect heeft op de diatomeeëngemeenschap.

De abundantie van lokaal saprobe diatomeeën (zoals opgesteld door de gebiedsexpert van AQUON) verschilde niet significant tussen locaties. Wel is er een duidelijke relatie tussen abundantie van lokaal saprobe diatomeeën en de Kjeldahl stikstof en totaal stikstof en fosfor belasting. Deze lokaal (door AQUON) gedefinieerde gemeenschap van saprobe diatomeeën lijkt daarmee ook als proxy voor het effect van waterkwaliteit te kunnen fungeren.

Tenslotte blijkt dat net als voor macrofauna, de bovenstroomse monsterpunten van de locatie Asten bovengemiddeld slecht scoren in termen van IPS en Van Dam scores. Ook voor diatomeeën blijkt de water- en/of habitatkwaliteit van deze watergang relatief slecht waardoor er geen verschil detecteerbaar is ten opzichte van monsterpunten benedenstrooms de RWZI Asten.



5 Alternatieve meet-, beoordelings- en analysemethoden

In dit hoofdstuk worden enkele alternatieve (niet KRW) meet-, beoordelings- en analysemethoden op een rij gezet die een beter inzicht kunnen verschaffen bij het beoordelen van de ecologische waterkwaliteit op basis de biologische parameters macrofauna en diatomeeën. Een aantal van deze analyse- en beoordelingsmethoden zijn al toe te passen op de bestaande data van het waterschap. Voor andere dienen gegevens anders ingewonnen of anders geanalyseerd te worden. Het toepassen van de beschreven alternatieven zou meer inzicht kunnen verschaffen in de omvang en de effecten van toxische druk.

5.1 Van Dam index en IPS-score

De KRW-maatlat voor diatomeeën is gebaseerd op de Index Pollution Specifique (IPS, zie ook paragraaf 2.3) en geeft een oordeel over de mate van organische vervuiling of saprobie op een bepaalde locatie.

In de KRW-maatlatten zijn diatomeeën (fytobenthos) alleen voor stromende wateren en vennen (M12) één van de biologische kwaliteitselementen die beoordeeld hoeven te worden. Voor andere stilstaande wateren is fyto­benthos geen KRW-kwaliteitselement. Daarom is alleen voor deze wateren de KRW-score uitgewerkt en te berekenen

Hierdoor is er geen EKR-score te berekenen van de RWZI-meetpunten die in M3 en M1a-typen wateren liggen. Dit geldt voor:

- Alle meetpunten van de RWZI's Oijen (M3) en Vinkel (M3 en M1a);
- RWZI Asten: het boven­stroomse meetpunt 140222 (oVOBRLO820) in de Voordeldonkse Broekloop (M1a);
- RWZI Dinther: het boven­stroomse meetpunt 900009 (oBEEKGR460) en het beneden­stroomse meetpunt 140274 (oBEEKGR880) in de Beekgraaf (M1a);

Dit maakt het gebruik van de EKR-score diatomeeën ongeschikt om verschillen aan te tonen in waterkwaliteit bij deze meetpunten.

Met de 'Van Dam index' en de 'Index Pollution Specifique' (IPS) is van zowel stromende als stilstaande wateren de waterkwaliteit te beoordelen op basis van de er voorkomende diatomeeën (zie ook paragraaf 4.3.1 en 4.3.2). Op basis van deze beoordelingen kan meer duiding gegeven worden aan 'waarom bepaalde soorten ergens aangetroffen worden'. En hiermee wordt ook inzicht verkregen in wat op die locatie schort aan de waterkwaliteit, en wat een mogelijk handelingsperspectief is ten aanzien van verbeteringen aan de betreffende RWZI.



De IPS-score en Van Dam index geven ten opzichte van een EKR-score meer informatie over: of organische vervuiling de oorzaak kan zijn voor het niet behalen van KRW-doelen op alle meetpunten. Beide indices geven geen informatie over de aanwezigheid van toxicanten die het behalen van KRW-doelen in de weg kunnen staan.

5.2 Het voorkomen van indicerende soorten

Op basis van de WEW-lijst (Verberk *et al.*, 2012) is de macrofaunagemeenschap te filteren op de aanwezigheid van (paragraaf 4.2.4 en 4.2.5):

- Alfa- en beta-mesosaprobe macrofaunasoorten (resp. soorten die relatief robuust en soorten die in beperkte mate tolerant zijn tegen organische belasting).
- Eutrofe en mesotrofe soorten (resp. soorten van voedselrijke omstandigheden en soorten van matig voedselrijke omstandigheden).

Daarnaast zijn door soortexperts van AQUON soortenlijstjes samengesteld voor macrofauna en diatomeeën met positieve en negatieve soorten ten aanzien van de waterkwaliteit (saprobie en eutrofie) (paragraaf 4.2.6).

Bij deze analyses werden weinig significante verschillen gevonden. Wel is het opvallend dat de ongevoeligere soorten (alfa-mesosaproob, eutroof en negatief) bij de meeste RWZI's benedenstrooms hogere abundantie hadden dan de gevoeligere soorten.

Een belangrijk oorzaak voor deze bevinding bij de macrofauna kan de methode van bemonstering en analyse zijn. Bij een KRW bemonstering wordt met een standaard macrofaunanet een multi-habitatmonster van 5 m. Het is inmiddels bekend dat de trefkans op zeldzame soorten (lees gevoelige, minder voorkomende soorten) door deze wijze van monsternamen verlaagd is (Postma *et al.*, 2018).

Om de waterkwaliteit te beoordelen op basis van indicerende macrofaunasoorten zal de monsternamen aangepast moeten worden naar een methode die meer gericht is op het aantreffen van deze soorten. Een minimumareaal of een quickscan macrofauna bemonstering zou hierbij een uitkomst bieden (zie onderstaande paragrafen).

5.2.1 Minimumareaal bemonstering

Bij een minimum areaal bemonstering wordt vooraf aan de monsternamen bepaald hoeveel areaal bemonsterd dient te worden om een goed beeld te krijgen van het voorkomen van zeldzamere soorten. De grootte van het minimaal te bemonsteren areaal kan per locatie verschillen afhankelijk van het aanwezige geschikte habitat voor de betreffende soorten.

5.2.2 Macrofauna quickscan

Om de kosten van de monitoring van de 'overige wateren' te reduceren hebben Alterra en Waterschap Rivierenland in 2013 een snelle en daarmee kosteneffectieve methode voor de monitoring van macrofauna ontwikkeld voor, die daarnaast ook aansluit bij de KRW-systematiek. De quickscan methode maakt evenals de KRW-systematiek gebruik van een soortensamenstellingsparameter (positieve taxa) en een abundantieparameter (negatief dominante indicatoren) (Vlek *et al.*, 2013).



Er is bij deze quickscan methode een determinatieniveau vastgesteld dat in het veld hanteerbaar is voor een ervaren hydrobioloog, zodat bij bemonstering in het veld geen materiaal meer meegenomen hoeft te worden naar het laboratorium.

Om de maatlat te kunnen berekenen, hoeft alleen de aanwezigheid van de algemene taxa (tabel 1 bijlage VI) en dominante taxa (tabel 2 bijlage VI) genoemde taxa in de monsters te worden vastgesteld. Ieder taxon uit tabel 1 en 2 is gekoppeld aan een score. De scores van de in de monsters aanwezige taxa worden opgeteld tot een totaalscore. Deze totaalscore kan worden omgezet in een kwaliteitsklasse (Tabel 3 bijlage VI).

In navolging hierop is deze Quickscan methode ook voor beken ontwikkeld (o.a. Verdonschot & Verdonschot, 2020).

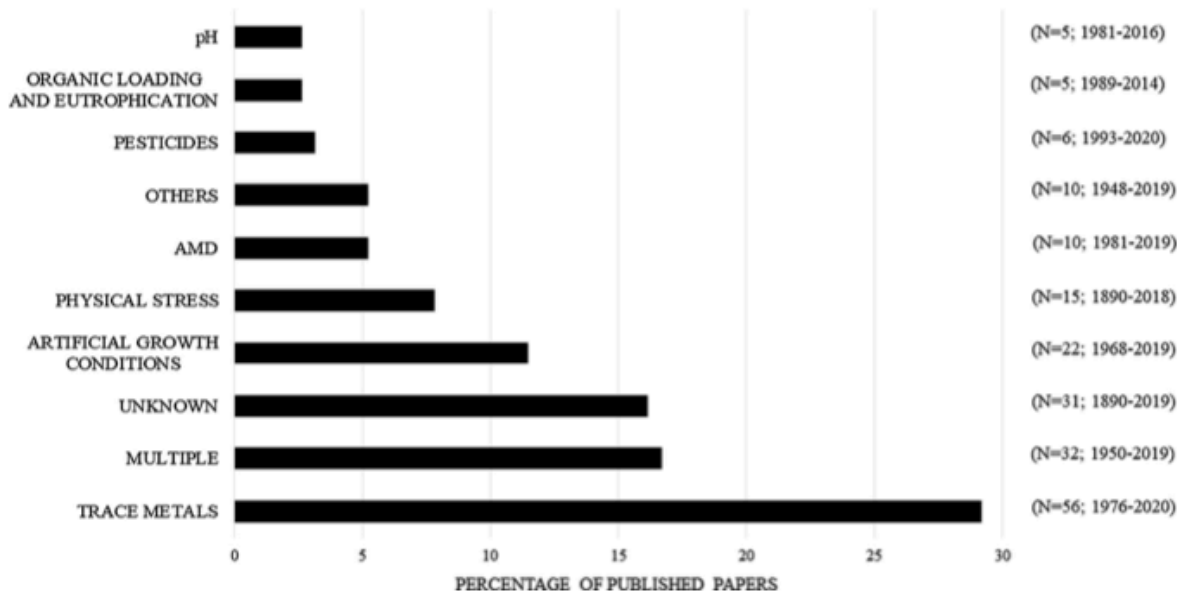
Door kleinere monsters te nemen ten opzichte van de standaard KRW-bemonstering en deze te determineren 'op het oog' hoogst zichtbare taxonomische niveau kan snel een uitspraak worden gedaan over de globale toestand en belangrijkste stressoren. Nadeel van deze methode is dat hogere taxonomische niveaus minder zeggingskracht hebben over de specifieke onderliggende factoren die bepalen of soorten wel of niet voor kunnen komen, waardoor een gedetailleerde diagnose niet mogelijk is. Vervolgonderzoek is dan ook noodzakelijk om de exacte relaties vast te stellen.

Quickscan methodes zijn overigens ook in ontwikkeling voor diatomeeën zoals bijvoorbeeld het DNA Biosensor project (Hootmans, 2020; Hootmans *et al.*, 2021). Daarbij is het doel een gevalideerde quickscan te realiseren voor het monitoren van diatomeeën door de ontwikkeling van een beproefde DNA-detectiemethode.

Begin 2022 is een project gestart door de WUR ' PPS Slim monitoren van waterkwaliteit in ruimte en tijd ' (<https://research.wur.nl/en/projects/lwv21042-slim-monitoren-van-waterkwaliteit-in-ruimte-en-tijd-bo-6>) AQUON werkt hier ook aan mee. Het doel van dat PPS-project is om slimme innovatieve abiotische milieumeettechnieken in combinatie met Quickscan ecologische monitoringsmethoden in te zetten in relevante tijdsperioden en op de passende ruimtelijke resolutie in verschillende watertypen. Het project wordt eind 2024 afgerond.

5.3 Schaalafwijkingen bij diatomeeën

Het voorkomen van schaalafwijkingen bij diatomeeën staat steeds meer in de belangstelling. De afwijkingen blijken goede biomarkers te zijn, omdat diatomeeën snel reageren op verschillende stress factoren in hun omgeving. Er worden 8 verschillende schaalafwijkingen onderscheiden, die voorkomen op verschillende delen van de schaal afhankelijk van de soort. In totaal zijn 409 artikelen bekeken door Falasco *et al.* (2021) over dit onderwerp. Op basis daarvan konden ze een lijst maken van 298 taxa met schaalafwijkingen en de oorzaak ervan. Onderstaande Figuur 5.1 geeft een samenvatting van de resultaten.



Figuur 5.1 Percentage van artikelen die schaalafwijkingen relateren aan specifieke stressfactoren (Falasco *et al.*, 2021).

Momenteel wordt in de internationale diatomisten wereld nagedacht over het opstellen van een milieu index voor schaalafwijkingen bij diatomeeën.

Vooruitlopend hierop is het aan te bevelen dat diatomisten bij analyses standaard schaalafwijkingen noteren, dit kost weinig extra tijd en het draagt bij aan het ontwikkelen van een dergelijke index (Falasco *et al.*, 2021).

Op dit moment wordt door sommige diatomisten in Nederland bij analyse het voorkomen van schaalafwijkingen al genoteerd, maar dat is nog geen standaard werkwijze (pers. med. J. van der Wal).

Een beoordeling met de toekomstige 'milieu index schaalafwijkingen' geeft ten opzichte van een EKR-score meer informatie over: of organische vervuiling of toxicanten de oorzaak zijn voor het niet behalen van KRW-doelen. Deze index bestaat echter nog niet. Het vastleggen van schaalafwijkingen en analyseren van deze gegevens kan wel een indicatie zijn dat toxicanten een rol spelen. Daarvoor dienen wel eerst bij alle diatomeeën analyses de schaalafwijkingen genoteerd te worden. Dit zou dan als eis bij uitbestedingscontracten geregeld moeten worden.

5.4 Passive sampling



De gangbare manier om de chemische waterkwaliteit (in dit geval anorganische microverontreinigingen) te monitoren is door het nemen van steekmonsters, waarbij met een bepaalde frequentie watermonsters van een liter worden genomen. Deze manier van bemonsteren heeft zijn beperkingen omdat het een momentopname is, waardoor de kans groot is dat piekconcentraties van stoffen worden gemist. Daarnaast is de detectielimiet voor veel anorganische stoffen, zoals gewasbeschermingsmiddelen en geneesmiddelen door het beperkte monstervolume vaak te hoog om de concentraties op het gewenste niveau te bepalen. Om voor deze tekortkomingen een oplossing te vinden zijn er allerlei alternatieve bemonsteringsmethoden ontwikkeld waaronder passieve sampling. Hierbij



wordt een sampler gedurende een bepaalde tijd in het water uitgehangen, waarbij organische stoffen door de sampler continu worden opgenomen. Piekconcentraties worden hierdoor meegenomen in de bemonstering en door de bemonstering van een groter volume water kunnen lagere concentraties worden gemeten (De Weert & Smedes, 2014).

Bij passieve sampling vindt de opname van stoffen uit water plaats door diffusie naar de sampler waarin de stoffen veel beter oplossen of adsorberen. Alleen vrij opgeloste stoffen diffunderen en worden dus uit de waterfase bemonsterd. Stoffen aanwezig in het zwevend stof worden niet bemonsterd. Met passieve samplers wordt een vrij opgeloste concentratie bepaald. Dit is ook de fractie van de stoffen die beschikbaar is voor de opname door organismen. Er bestaan twee types passieve samplers (1) partitiesamplers (evenwichtssamplers) waarin de te bemonsteren stof oplost (absorptie) en (2) adsorptiesamplers waaraan stoffen adsorberen (oppervlaktebinding) zie Tabel 4 voor de specificaties van beide typen samplers (De Weert & Smedes, 2014).

Tabel 4: Specificaties van partitie en absorptie passieve samplers, de eigenschappen, type monster en voor- en nadelen (bron: De Weert & Smedes, 2014).

Type bemonstering	Eigenschappen	Type monster	Voordelen	Nadelen
Passive samplers* Partitie samplers (evenwichts-samplers)	 <p>Opname stoffen in absorptiemateriaal. -Evenwichts-bemonstering van hydrofobe stoffen</p>	- Vrij opgeloste stoffen	<ul style="list-style-type: none"> - Tijds-proportioneel - Groter volume dus lagere detectielimiet - Eenvoudig toe te passen - Samplers kunnen opgeslagen worden in de vriezer tot extractie - Vergelijkbaar aan biotaconcentraties 	<ul style="list-style-type: none"> - Geen officiële normtoetsing mogelijk - Extra analysekosten mede afhankelijk van het aantal type samplers dat wordt gebruikt samplers
Adsorptie-sampler	 <p>Binding van hydrofiele stoffen- aan adsorptiemateriaal</p>	Vrij opgeloste stoffen	<ul style="list-style-type: none"> - Tijds-proportioneel - Afhankelijk van type eenvoudig toe te passen - samplers kunnen opgeslagen worden in de vriezer tot extractie 	<ul style="list-style-type: none"> - Geringer volume (enkele liters) - Bepaling semi-kwantitatief of indicatieve concentratie - Geen officiële normtoetsing mogelijk - Extra analysekosten mede afhankelijk van het aantal type samplers dat wordt gebruikt samplers

Passive samplers kunnen zinvol worden toegepast bij verschillende soorten monitoringsonderzoek voor organische verbindingen zoals de brede screening op het voorkomen van gewasbeschermingsmiddelen, bronnenonderzoek naar illegale lozingen en early warning in drinkwaterpeilbuizen. Voor een deel van de stoffen kan een kwalitatieve concentratie bepaald worden. Voor andere stoffen is een bepaling van een semi-kwantitatieve concentratie mogelijk waarbij een orde van grootte van de concentratie wordt



gegeven. Sommige stoffen kunnen enkel kwalitatief bepaald worden waarbij inzicht wordt verkregen of een stof wel of niet aanwezig is (De Weert & Smedes, 2014).

De Weert & Smedes (2014) geven een praktisch overzicht voor waterbeheerders in welke situaties de toepassing van passieve sampling meerwaarde biedt ten opzichte van steekmonsters. Voor verschillende soorten monitoringsonderzoek is beschreven hoe passieve samplers kunnen worden gebruikt (zie Tabel 5).

Tabel 5: Overzicht van soorten monitoringsonderzoek en de mogelijkheid van toepassing van passieve samplers (bron: De Weert & Smedes, 2014).

Vraag	Toepassing	Wat is gewenst?	Type samplers/monster
1) Welke stoffen komen in het watersysteem voor (Brede screening op aanwezigheid stoffen)	<ul style="list-style-type: none"> Breed inzicht in waterkwaliteit Handhaving: opsporen of illegale lozing of gebruik plaatsvindt Early warning in grondwater 	<ul style="list-style-type: none"> Veel stoffen meten Lage concentraties Pieken bemonsteren Aanafwezigheid van stoffen (indicatieve concentratie is voldoende) 	<ul style="list-style-type: none"> Brede range aan stoffen: Siliconenrubber en adsorptiesampler Gericht op enkele stoffen: siliconenrubber of adsorptiesampler afhankelijk van stoffeigenschap Voor toepassing in grondwater is toepassing PRC's wellicht niet mogelijk
2) In welke concentraties komen stoffen voor? Vormt dit een ecologisch risico?	<ul style="list-style-type: none"> Toestand en trendmonitoring van prioritaire of overige verontreinigende stoffen Monitoring grondwater bij bodemverontreinigingen Ter vervanging van meten in biota 	<ul style="list-style-type: none"> Kwantitatieve concentratie Normtoetsing Bemonstering zonder verstoring grondwater (bodemverontreiniging) Opname stoffen vergelijkbaar met vet (biota) 	<ul style="list-style-type: none"> Type sampler afhankelijk van stoffen die gemeten moeten worden. Bodemverontreinigingen Siliconenrubber voor hydrofobe verbindingen zoals PAK's Zeer hydrofiele verbindingen zoals vinylchloride zijn niet mogelijk Biota Siliconenrubber
3) Waar komen de stoffen vandaan?	<ul style="list-style-type: none"> Handhaving: bronnen opsporen waar illegale lozing/gebruik plaatsvindt Toestand en trendmonitoring van prioritaire of overige verontreinigende stoffen Oorsprong achterhalen na calamiteit bij drinkwaterinnamepunten Bepalen emissieroutes gewasbeschermingsmiddelen Foutieve aansluitingen riolering 	<ul style="list-style-type: none"> Monitoring op het moment van lozing/ emissie/ piekconcentratie Afhankelijk van toepassing indicatieve concentratie (aanof afwezigheid) of (semi) kwantitatieve concentraties Lage concentraties Gericht op enkele stoffen 	<ul style="list-style-type: none"> Type sampler afhankelijk van te monitoren stoffen Illegale lozing Aanvullende parameters (pH, EGV) voor momentbepaling T&T-monitoring: <ul style="list-style-type: none"> -Steekmonsters op T&T-locaties Siliconenrubber en adsorptiesamplers stroomopwaarts in stroomgebied voor nader onderzoek Emissie GBM Drift: siliconenrubber Uitspoeling: adsorptiesampler
Wat is het effect?	<ul style="list-style-type: none"> Toepassing passieve samplerextracten in bioassays 	<ul style="list-style-type: none"> -Veel stoffen meten Lage concentraties Pieken bemonsteren 	<ul style="list-style-type: none"> Siliconenrubber zonder PRC's en adsorptiesamplers

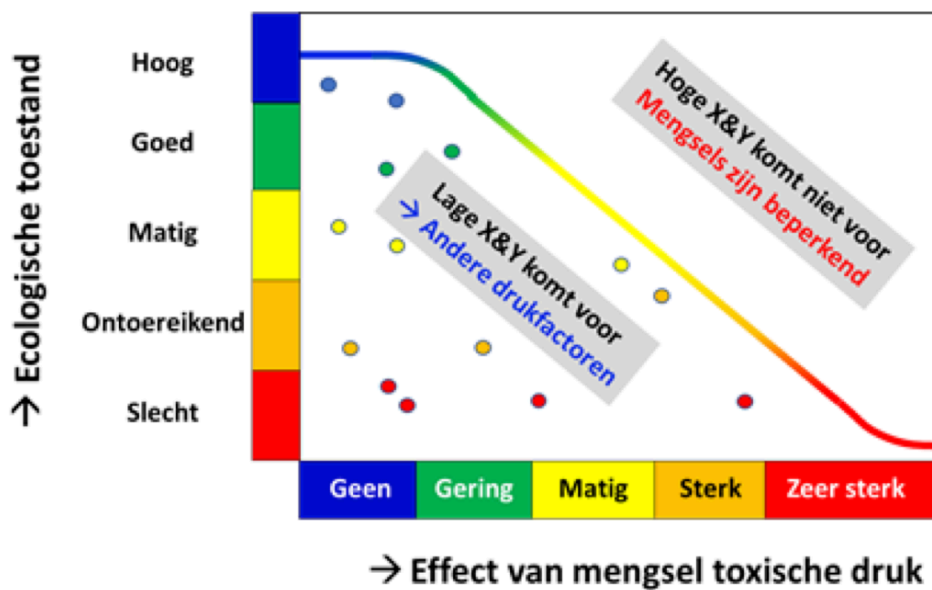
Van 844 stoffen, waaronder een groot aantal gewasbeschermingsmiddelen, hormoon versturende stoffen en geneesmiddelen, is door De Weert & Smedes (2014) een overzicht gegeven welke type passieve sampler het beste toegepast kan worden en of een (semi)-kwantitatieve dan wel indicatieve concentratie kan worden bepaald. Hiermee kan een afgewogen keuze gemaakt worden of en welke samplers kunnen worden toegepast.



5.5 Bioassays

De aanwezigheid van toxische stoffen in het oppervlaktewater blijkt, net als een overdaad aan nutriënten, een belangrijke sta in de weg voor het behalen van waterkwaliteitsdoelen. De Sleutelfactor Toxiciteit (versie 2), kortweg SFT2, is een hulpmiddel om vast te stellen of chemische verontreinigingen (stoffen en hun mengsels) de waterkwaliteit nadelig beïnvloeden. In de vernieuwde SFT2 wordt benadrukt dat de hele keten, van probleemanalyse tot maatregelen, belangrijk is bij het borgen van de waterkwaliteit. Binnen de methodiek zijn twee sporen te onderscheiden om de waterkwaliteit zoals die wordt beïnvloed door mengsels van stoffen te bepalen: het chemie-spoor en het bioassay-spoor. De sporen kunnen afzonderlijk of samen ingezet worden (De Baat *et al.*, 2022).

1. Het chemie-spoor: dit berekent aan de hand van het totaal aan gemeten stoffen de potentieel aangetaste fractie soorten (PAF) in aquatische ecosystemen en categoriseert dat tot vijf klassen van waterkwaliteit (zie ook Figuur 5.2 en het tekstkader).
2. Het bioassay-spoor: het uitvoeren van effectmetingen (bioassays) levert aanvullende inzichten op.



Figuur 5.2 Chemische verontreiniging betekent een belemmering voor het handhaven van- of herstel naar een (zeer) goede ecologische toestand (bron: Postuma *et al.*, 2021).

**Oordeel:**

5 categorieën chemische verontreiniging, te weten: 'geen' (blauw), 'gering' (groen), 'matig' (geel), 'hoog' (oranje), 'zeer hoog' (rood).

Interpretatie:

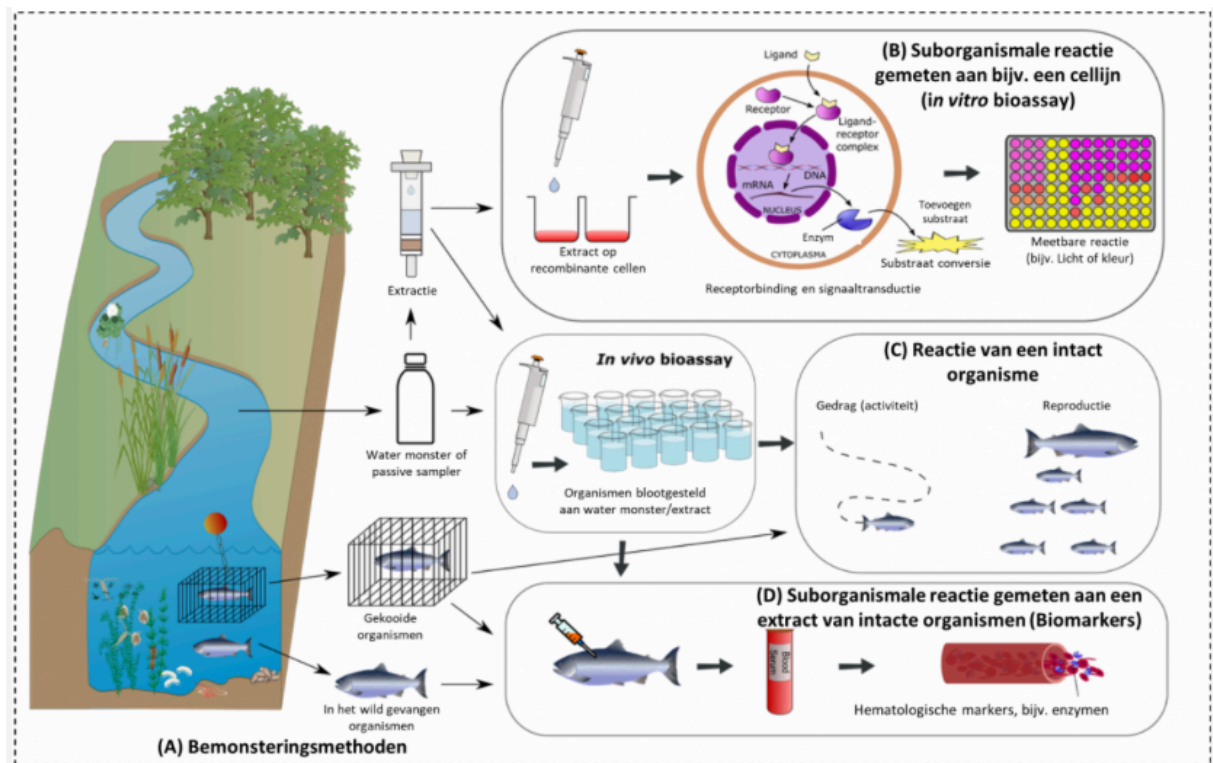
Blauw: Hinder bij maximaal 1 op 200 soorten/Groen: Hinder bij maximaal 1 op 20 soorten (meer dan 95% beschermd)/Geel: Effecten bij maximaal 1 op 200 soorten/Oranje: Effecten bij maximaal 1 op 10 soorten/Rood: Hinder bij meer dan 1 op 10 soorten.

Actie naar aanleiding van oordeel:

Blauw en groen: blijven beschermen; geel, oranje, rood: toenemende prioriteit voor herstel.

Ad 1) Door de grote diversiteit aan stoffen en de snelle ontwikkeling van nieuwe stoffen is de precieze samenstelling van de mengsels van stoffen en omzettingsproducten in Europese zoetwatersystemen onbekend. Risicobeoordeling op basis van gemeten concentraties van individuele stoffen wordt beperkt door het aantal beschikbare doelstofanalyses. Daarnaast zijn niet voor alle stoffen de effecten bekend, zelfs al kunnen ze gemeten worden. Dit kan worden opgelost door de inzet van effectmetingen, beter bekend als bioassays.

Ad 2) Bij effectgericht meten aan de hand van bioassays kan inzichtelijk worden gemaakt of een combinatie van lage concentraties van bekende en onbekende stoffen in water tot een risico kan leiden voor mens of waterorganismen. In een bioassay wordt een biologisch systeem blootgesteld aan een mengsel van chemische stoffen in een watermonster of een extract van een watermonster (zie Figuur 5.3). Een voorbeeld hiervan zijn diverse CALUX testen. CALUX® assays vormen een familie bioassays die gebruik maakt van humane of zoogdiercellen. Ze zijn zodanig genetisch gemodificeerd dat ze licht gaan produceren als reactie op blootstelling aan stoffen die een specifiek effect induceren. Een reporter gen (luciferase) wordt vervolgens afgeschreven in de celkern en vertaald in een enzym dat licht produceert na toediening van zijn substraat luciferine. De hoeveelheid geproduceerd licht is evenredig met de activiteit van de stoffen waaraan de cellen zijn blootgesteld en wordt gekwantificeerd in een luminometer.



Figuur 5.3 Bemonstering en principes van ecotoxicologische testen voor het beoordelen van reacties op chemische stress in aquatische ecosystemen. Schematische weergave van de verschillende bemonsteringsmethoden die mogelijk zijn (A). Nadat organismen of water zijn bemonsterd, kunnen ecotoxicologische tests worden uitgevoerd om de reactie te meten met in vitro bioassays (B), biomarkers (D), of hele organismen (C) (bron: <https://www.stowa.nl/deltafacts/waterkwaliteit/kennisimpuls-waterkwaliteit/wat-zijn-bioassays-en-wat-kan-ik-ermee>).

5.6 Verwachtingen omtrent chemische verontreinigingen opstellen

Inzicht in de lokale chemische verontreinigingen van een beheersgebied kan verkregen worden door het toepassen van het *Driver-Pressure-Status-Impact-Responses* (DPSIR)-model, de systematische analyse onder de KRW van de uiteindelijke bronnen van emissies (*Drivers*: typen menselijke activiteiten), de stoffen die daadwerkelijk naar het water geëmitteerd worden (*Pressures*) en lokaal en benedenstrooms een mengsel van chemische verontreinigingen vormen (*Status*), de uiteindelijk eventueel waargenomen effecten (*Impacts*), die vervolgens met maatregelen (*Responses*) zijn te verminderen. Dit betekent, dat er in het waterbeheer allereerst grote aandacht moet zijn voor de lokale én de bovenstroomse vormen van landgebruik (i.v.m. diffuse belasting) en puntbronnen, zoals rioolwaterzuiveringen, riooloverstorten, e.d. Verder is de hydrologische samenhang cruciaal: wat stroomt waarheen? Als uiteindelijk landgebruik, hydrologie en weerscondities (zoals regenval) worden samengenomen dan ontstaat een kaartbeeld waaruit schematisch kan worden afgeleid wat voor een beheersgebied de waarschijnlijke kenmerken van het stoffenprobleem zijn: wat zijn de continue en diffuse belastingen, wat zijn de oorzaken van



piekbelastingen (zoals bij het gebruik van bestrijdingsmiddelen), en hoe 'bewegen' de chemische verontreinigingen zich in het watersysteem? Een belangrijke mogelijkheid voor het afleiden en prioriteren van maatregelen is het kwantificeren van de toxische druk van de in water aanwezige milieumengsels (Posthuma *et al.*, 2021).

Waterschap Aa en Maas heeft in 2019 voor elk KRW-water de msPAF laten bepalen met de Tool Chemie Spoor (volgens Posthuma *et al.*, 2016a en 2016b). Daarbij is ook de top 5 aan probleemstoffen benoemd (er zijn factsheets per KRW-waterlichaam met daarop alle ESF-scores, waaronder de ESF-toxiciteit (Rost *et al.*, 2020). Nadeel bij deze studie was dat er tussen meetlocaties een meer of minder uitgebreid parameterpakket is gemeten en dit de uitslag van msPAF beïnvloedt. Om onderlinge vergelijking van meetlocaties mogelijk te maken, is in die studie een onderbouwde voorbewerking op de dataset losgelaten, die uitgeschreven is in betreffende rapportage in bijlage 7. Sindsdien worden er meer stoffen gemeten op meer locaties en zal dezelfde msPAF-analyse een ander resultaat en inzicht opleveren.

Door eerst het chemie spoor op meer detailniveau uit te werken dan op waterlichaam-niveau kan bepaald worden op welke locaties toxische druk mogelijk een rol speelt voor het niet behalen van de ecologische doelen. Als dat beeld duidelijk is kan met de inzet van bioassays verder onderzocht worden of er effecten optreden.

5.7 Samenvattend

Door naast de beoordeling van macrofauna en diatomeeën met de KRW-maatlatten (EKR-score) ook met andere analyse-methoden, zoals indicerende soorten (IPS en schaalafwijkende) de data uit het bestaand meetnet te analyseren kunnen meer gefundeerde uitspraken gedaan worden over waterkwaliteitsverschillen in saprobie en eutrofie tussen boven- en benedenstroms van RWZI's gelegen meetpunten. Echter met deze analyses kan de invloed van toxicanten niet aangetoond worden. Daarvoor is het nodig van de dataset aan de hand van het totaal aan gemeten stoffen de potentieel aangetaste fractie aan soorten (PAF) te bepalen (chemie spoor).

Door eerst het chemie spoor uit te werken kan bepaald worden op welke RWZI-locaties toxische druk mogelijk een rol speelt voor het niet behalen van de ecologische doelen.

Als dat beeld duidelijker is kan met de inzet van bioassays verder onderzocht worden of en welke effecten optreden. In de volgende paragraaf is voorstel opgenomen dit op een gedegen manier aan te pakken.

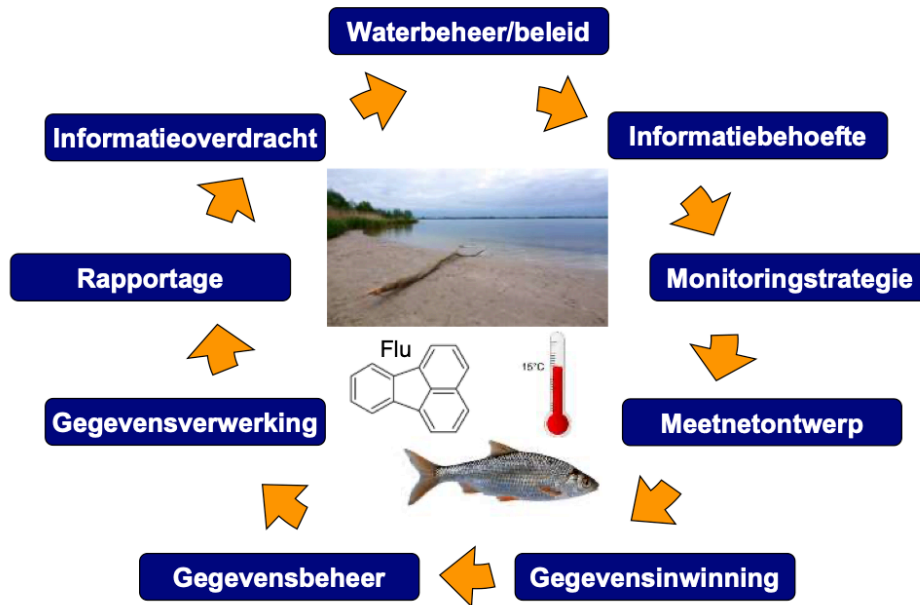
5.8 Aanpak opzetten meetnet toxische druk rond RWZI's

In deze paragraaf is een voorstel beschreven van wat nodig is voor het opzetten van een meetnet voor het bepalen van veranderingen in toxische druk van zuiveringseffluent van RWZI's op de ecologische waterkwaliteit in het oppervlaktewatersysteem.

De eerste stap is het opzetten van een gedegen onderzoeksvoorstel in nauwe samenwerking met medewerkers van het waterschap. Waarbij de stappen van de monitoringcyclus (Figuur 5.4) gezamenlijk doorlopen dienen te worden. Hiervan zijn



'waterbeheer/beleid', 'informatiebehoefte', 'monitoringstrategie' en 'meetnetontwerp' van de monitoringcyclus hieronder zijn toegelicht. De overige stappen worden aangestipt.



Figuur 5.4 Monitoringcyclus.

5.8.1 Waterbeheer/beleid

Voor het behalen van de KRW-doelstellingen voor de oppervlaktewaterkwaliteit is het verbeteren van de verwijderingscapaciteit van nutriënten een speerpunt. Voor andere stofgroepen, zoals medicijnresten en opkomende stoffen gaat het waterschap bij drie RWZI's een aanvullende zuivering realiseren. Bij RWZI Oijen en Dinther worden momenteel twee demonstratie-installaties gebouwd voor het verwijderen van medicijnresten en opkomende stoffen (Waterschap Aa en Maas, 2021). Via het RWZI-meetnet kan het waterschap het effect van optimalisaties op de waterkwaliteit bepalen. Dit meetnet is gericht op fysisch-chemische parameters en bacteriologie en nog niet op effecten van stoffen als medicijnresten en opkomende stoffen (en het toxische effect ervan op het water). Het relateren van de effecten van RWZI-optimalisaties aan een verbetering van de ecologische waterkwaliteit blijkt in de praktijk een lastige opgave. De wens van het waterschap is een meetnet op te zetten dat de effecten van vermindering van toxische druk door RWZI-optimalisaties op de ecologische waterkwaliteit aan te toont. Dit om inzicht te verkrijgen in de effectiviteit van de optimalisaties en de gemaakte investeringen te kunnen verantwoorden aan hun bestuur.

5.8.2 Informatiebehoefte

Hiervoor wordt samen met deskundigen van het waterschap de hoofdvraag vastgesteld. Mogelijk moet deze hoofdvraag worden opgedeeld in deelvragen. Vervolgens wordt per



deelvraag bepaald wat al bekend is op basis van data uit bestaande meetnetten en welke data nodig zijn voor het beantwoorden van de andere deelvragen. Daarna wordt besloten of het meetnet antwoord moet geven op alle deelvragen of slechts op één of enkele deelvragen.

5.8.3 Monitoringstrategie

De strategie voor de monitoring wordt bepaald door op basis van:

1. de gebiedsspecifieke kenmerken van het watersysteem;
2. de bestaande monitoringsinspanning;
3. de te verwachten effecten en uitstraling van de effecten van de maatregelen en ingrepen;
4. de termijn waarop effecten verwacht worden;
5. de gewenste nauwkeurigheid.

Ad 1) Inzicht in de werking van het watersysteem rond de RWZI's is een zeer belangrijk aspect bij de invulling van de monitoring (zowel bij het ontwerp van het meetnet als de uitwerking en interpretatie van de meetgegevens). Hiervoor is vereist over de chemie, debieten, verdunningen, stroming, etc. Maar ook dient er een goed inzicht te zijn in mogelijke effecten door autonome ontwikkelingen of effecten veroorzaakt door andere maatregelen of ingrepen.

Ad 2) In het gebied zijn al meetnetten ingericht voor waterkwantiteit en -kwaliteit (o.a. KRW monitoring). Er zijn dan ook al diverse data verzameld. Denk hierbij aan metingen aan oppervlaktewaterkwaliteit en -kwantiteit door het waterschap. Hiervan dient zoveel mogelijk gebruik gemaakt te worden.

Ad 3) Inzicht in de te verwachten effecten van maatregelen en ingrepen en de uitstraling van die effecten geeft input voor het bepalen van de te meten parameters en het aantal meetlocaties.

Ad 4 en 5) De termijn waarop effecten verwacht worden en de gewenste nauwkeurigheid waarmee eventuele effecten aangetoond dienen te worden zijn bepalend voor zowel de te kiezen meetmethode als voor de meetfrequentie.

Met een nieuw meetnet is het aan te bevelen om eerst om klein te beginnen en later op basis van de ervaringen het meetnet verder uit te breiden. In het geval van WSAM beginnen met metingen bij één RWZI. Dat zou dan bij voorkeur een RWZI zijn waar de boven- en benedenstrooms situatie wat betreft habitats, stroming, afvoer, etc. het meest op elkaar lijkt en zo min mogelijk beïnvloed worden door externe factoren. Of een RWZI waaraan net een optimalisatie is gedaan, bijv. RWZI-Oijen, waar sinds maart 2023 een PACAS (powdered activated carbon in activated sludge, ofwel poederkooldosering in actiefslib) in gebruik is genomen (<https://www.h2owaternetwerk.nl/h2o-actueel/minister-bij-pacas-installatie-op-rwzi-oijen-er-zitten-nog-miljoenen-in-bijdragepot-maak-er-gebruik-van>).



5.8.4 Meetnetopzet

Op basis van bovenstaande informatie kan het meetnet opgezet worden waarbij over de volgende aspecten keuzes gemaakt dienen te worden:

- Aantal meetlocaties;
- Ligging meetlocaties;
- Te meten parameter(s);
- Meetfrequentie (aantal keer per jaar en aantal jaar);
- Relaties met andere meetnetten;
- Meet- en analysemethode parameter(s);
- Opslag monsters;
- Dataopslag en -beheer;
- Dataverwerking;
- Gewenste nauwkeurigheid;
- Toetsing;
- Verslaglegging;
- Organisatie;
- Informatie overdracht.

In principe is het gemakkelijkst aan te sluiten bij bestaande gestandaardiseerde meet- en analysemethodes. Echter deze zijn vaak gebaseerd op andere onderzoeksvragen waardoor de kans groot is dat de actuele onderzoeksvraag niet beantwoord wordt. Daarom is het aan te bevelen de meet- en analysemethode aan te passen op de onderzoeksvraag.

Het is bij de opzet van het meetnet belangrijk de uiteindelijke uitvoerders van de hele monitoringcyclus op relevante momenten te betrekken. Door hun expertkennis te gebruiken ontstaat een meetnet dat begrepen en gedragen wordt in de organisatie.

6 Samenvatting, conclusies en aanbevelingen

6.1 Samenvatting

Macrofauna

In Tabel 6 is een samenvattend overzicht gegeven van de significante analyse-resultaten van de macrofauna data binnen dit onderzoek.

Tabel 6: Overzicht resultaten analyses macrofauna waar significante verschillen zijn aangetoond.

Macrofauna	Type beoordeling	specificatie	Ligging meetpunt t.o.v. RWZI			
			bovenstrooms	benedenstrooms	effect RWZI-locatie	afwijkende locatie
	clusteranalyse (dendrogram)	alle meetpunten	ja	ja	ja	nvt
	EKR-score	alle meetpunten	hoger	lager	ja	Asten
	Aandeel dominant negatieve soorten	alle meetpunten	lager	hoger	ja	Asten, Vinkel
	Soortenrijkdom	alle meetpunten	hoger	lager	nee	Oijen
	Abundantie a-mesosaprobe soorten	alle meetpunten	n.s.	n.s.	ja	Land van Cuijk, Asten, Vinkel
	Abundantie eutrofe soorten	alle meetpunten	lager	hoger	nee	Oijen, Aarle-Rixtel
	Effecten waterkwaliteitsparameters:	specificatie	AMIVE	Kjeldahl N	Totaal N	Totaal P
	Soortenrijkdom	alleen 2022	n.s.	ja	n.s.	n.s.

Samengevat is de belangrijkste conclusie wat betreft de macrofaunagemeenschap dat de aanwezigheid van een RWZI effluent resulteert in een verarmde soortenrijkdom in stroomafwaarts gelegen monsterpunten. De totale Kjeldahl stikstof belasting lijkt hierbij een negatieve proxy voor de macrofauna soortenrijkdom.

Diatomeeën

In Tabel 7 is een samenvattend overzicht gegeven van de analyse-resultaten van de diatomeeën data binnen dit onderzoek.

Tabel 7: Overzicht resultaten analyses diatomeeën waar significante verschillen zijn aangetoond.

Diatomeeën	Type beoordeling	specificatie	Ligging meetpunt t.o.v. RWZI			
			bovenstrooms	benedenstrooms	effect RWZI-locatie	afwijkende locatie
	clusteranalyse (dendrogram)	alle meetpunten	ja	ja	ja	nvt
	IPS-score	alle meetpunten	hoger	lager	nee	Asten
	Van Dam index-stikstof	alle meetpunten	n.s.	n.s.	ja	Asten
	Van Dam index-saprobie	alle meetpunten	lager (=beter)	hoger (=slechter)	ja	Asten
	Van Dam index-zuurstof	alle meetpunten	lager (=beter)	hoger (=slechter)	ja	Asten, Oijen
	Effecten waterkwaliteitsparameters:	Specificatie	AMIVE	Kjeldahl N	Totaal N	Totaal P
	Van Dam index-stikstof	alleen 2022	n.s.	ja	n.s.	ja
	Van Dam index-saprobie	alleen 2022	n.s.	ja	n.s.	ja
	Van Dam index-zuurstof	alleen 2022	n.s.	n.s.	n.s.	ja

Samengevat is de belangrijkste conclusie wat betreft de diatomeeëngemeenschap dat de aanwezigheid van een RWZI effluent resulteert in een verarmde soortenrijkdom (lagere IPS scores) met soorten die robuust zijn voor een hogere saprobie belasting (Van Dam saprobie) en een lager zuurstofgehalte (Van Dam zuurstof). De totale Kjeldahl stikstof en



totale stikstof en fosfor belasting lijkt hierbij een proxy voor de mate van verstoring van de diatomeeëngemeenschap.

6.2 Conclusies en aanbevelingen

Terugkomend op de vragen/doelstellingen die centraal stonden bij dit onderzoek, trekken we uit bovenstaande de volgende conclusies:

1. Is op basis van de verzamelde monitoringsdata te evalueren in hoeverre er ecologische kwaliteitsverschillen detecteerbaar zijn in water boven- en benedenstrooms van RWZI's.

Ja, de beperkte dataset laat bij een aantal analyses significante effecten zien tussen wel en niet door RWZI effluent beïnvloede meetpunten. De resolutie van de verschillende toegepaste maatlatten voor macrofauna en diatomeeën zijn nu al voldoende hoog om verschillen tussen wel en niet door RWZI effluent beïnvloede meetpunten aan te tonen.

Echter, het vergelijken van EKR-scores van macrofauna en diatomeeën tussen meetpunten is, indien het KRW-type anders is niet de meeste geschikte analysemethode. De methode is wel geschikt om lange termijn effecten te monitoren, aangezien er sprake is van laagfrequente metingen (1x per jaar). Daardoor blijven verschillen in de resultaten indicatief en zijn zeker niet toe te wijzen aan één specifieke aanpassing in het watersysteem of RWZI.

2. Is te bepalen in hoeverre ecologische kwaliteitsverschillen te relateren zijn aan de (bio)chemische kwaliteit van het effluent.

Ten dele, benedenstroomse meetpunten scoren bij diverse maatlatten slechter dan bovenstroomse meetpunten, een negatief effect van RWZI effluent ligt hierbij voor de hand. Maar het is via deze metingen niet kwantitatief aantoonbaar toe te wijzen aan de zuivering. Zeker niet bij meetlocaties die verder van de RWZI af liggen, waardoor meer omgevingsfactoren een rol gaan spelen.

3. Is te bepalen in hoeverre ecologische monitoring een zinvol instrument is om (positieve) veranderingen in (lagere) toxische druk uit effluent (als gevolg van optimalisaties van RWZI's) te kunnen detecteren.

Ja, maar de toegepaste monster-, beoordelings- en analysemethoden zijn niet gericht op het bepalen van toxiciteit van het water. Wel zijn er kansen om deze koppeling alsnog te leggen met de huidige monitoringdata van de macrofauna. Door het chemiespoor uit te werken voor de macrofauna data in combinatie met waterkwaliteitsdata, en daarna gericht bioassays uit te voeren (zie paragraaf 5.5). Met de huidige monitoring opzet voor de macrofauna zijn er relatief veel metingen nodig om verschillen zichtbaar te maken. Mogelijk dat een meer gerichte en frequentere monitoring van saprobe, eutrofe of juist kritische soorten macrofauna effectiever is om de toxische druk van RWZI effluent op ecologie te meten (zie paragraaf 5.2). De huidige macrofauna monitoring is geschikt om lange termijn effecten aan te tonen op. Specifiek om toxische druk aan te tonen kan aanvullend een



andere, slankere vorm van monitoring een uitkomst bieden. Een vorm die meer gericht is voor het aantreffen van bepaalde indicatieve soorten, denk hierbij aan de Quick-Scan macrofauna. Onlangs is hiervoor het TKI-project 'PPS Slim monitoring van waterkwaliteit' opgestart met de WUR en AQUON werkt daarin ook mee. Contactpersoon bij de WUR is Gea van der Lee).

Voor de diatomeeën zou het structureel noteren van schaalafwijkingen in de toekomst meer inzicht kunnen geven in de toxiciteit.

4. Op welke manier kan de invloed van veranderingen in toxische druk van zuiveringseffluent op de ecologische waterkwaliteit gemonitord worden in het oppervlaktewatersysteem?

Door eerst uit te zoeken of toxische druk een rol speelt bij de RWZI's door het chemie spoor uit te werken. Hierbij worden aan de hand van het totaal aan gemeten stoffen de potentieel aangetaste fractie soorten (PAF) bepaald. Op basis van de resultaten hiervan kan men bepalen bij welke RWZI's een grote rol speelt op de aquatische levensgemeenschappen. Aa en Maas heeft dit in het verleden eens uitgevoerd, maar is gedateerd.

Hiervoor is in paragraaf 5.8 een voorstel opgenomen over de aanpak voor het opzetten van meetnet voor het meten van veranderingen in toxische druk rond RWZI's. Hierbij is een belangrijk uitgangspunt eerst te bepalen wat al bekend is op basis van data uit bestaande meetnetten.

5. Zijn hier bijvoorbeeld geschikte toxiciteitstesten of bio-essays voor te gebruiken?

Ja, maar welke in te zetten hangt af van de uitkomsten van het chemie spoor.

6. Hoe ziet zo'n ideaal meetnet er dan uit?

Daar is op dit moment geen antwoord op te geven. In paragraaf 5.8 is een voorstel gedaan voor een onderzoeksvoorstel om dit nader te bepalen.

7. In hoeverre is de traditionele monitoring van macrofauna en diatomeeën ook op nog andere manieren bruikbaar in het kader van monitoring van het effect van RWZI effluent op het oppervlaktewatersysteem?

Met de huidige monitoring van macrofauna en diatomeeën kunnen lange termijn effecten van RWZI effluent op het oppervlaktewatersysteem in beeld gebracht worden. Door bij diatomeeën analyses in het vervolg ook schaalvormingen vast te leggen, kan met de monitoring bijgedragen worden aan het ontwikkelen van een milieu index voor deze groep. Waarmee in de toekomst sneller uitspraken te doen zijn over de invloed van veranderingen van toxische druk door optimalisaties aan RWZI's.



Literatuur

- Cemagref (1982). Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Lyon: Bassin Rhône-Méditerranée-Corse.
- De Baat, M., S. van den Berg & T. Pronk (2022). Het toepassen van bioassays binnen Nederland. <https://www.stowa.nl/deltafacts/waterkwaliteit/kennisimpuls-waterkwaliteit/het-toepassen-van-bioassays-binnen-nederland>.
- De Weert, J. & F. Smedes (2014). Overzicht toepassingsmogelijkheden van passive sampling. STOWA rapport nr. 42. <https://www.stowa.nl/sites/default/files/assets/PUBLICATIES/Publicaties%202014/STOWA%202014-42.pdf>.
- Falasco, E. L. Ector, C. E. Wetzel, G. Badino & F. Bona (2021). Looking back, looking forward: a review of the new literature on diatom teratological forms (2010–2020). *Hydrobiologia* (2021) 848:1675–1753. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-021-04540-x>.
- Hallmann, C., J. van der Pol & B. Brugmans (2022). Trends en toestand ecologische, fysische en chemische parameters Aa en Maas Effecten van inrichting en beheer & onderhoud.
- Hootsmans, M. (2020). DNA Diatom Biosensor. <https://www.tkiwatertechnologie.nl/projecten/dna-diatom-biosensor/>.
- Hootsmans, M., K. Beentjes, B. van der Hoorn & J. van der Wal (2021). Gebruik van DNA voor inzicht in biologische waterkwaliteit met diatomeeën. H2O-Online / 10 november 2021.
- Posthuma, L., D. De Zwart, L. Osté, R. van der Oost & J.F. Postma (2016a). Ecologische sleutelfactor toxiciteit. Deel 1: Methode voor het in beeld brengen van de effecten van giftige stoffen in oppervlaktewater (No. 2016-15A).
- Posthuma, L., D. De Zwart, R. Keijzers & J.F. Postma (2016b). Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Deel 2 Kalibratie: Toxische druk en ecologische effecten op macrofauna (STO WA 2016-15 B).
- Posthuma, L., I. van Driezum & T. Pronk (2021). Deltafact: van toxische druk naar betere waterkwaliteit. <https://www.stowa.nl/deltafacts/waterkwaliteit/kennisimpuls-waterkwaliteit/van-toxische-druk-naar-betere-waterkwaliteit>.
- Postma J., N. Evers & R. Knoben. (2018). Doorlichten MWTLmeetnet en macrofauna maatlatten. RHDHV referentie: WATBF3698R001F01.
- Rost, J., M. Schipper & F. van Herpen (2020). Watersysteemrapportage KRW-Waterlichamen Aa en Maas. Referentie: BG7833WATRP2001241239.
- Van Zuilichem, H., E. Peeters & J. van der Wal (2016). Diatomeeën als indicator voor waterkwaliteit nabij RWZI's? H2O-online december 2016.
- Van Zuilichem, H. & K. Bertens Zorzano (2022). Ontwikkeling van de kwaliteit van oppervlaktewater en effluent bij rwzi's; Periode 2012 - 2021. Rapport Waterschap Aa en Maas. Pp. 87.
- Van Zuilichem, H. (2022). Plan van Aanpak: Beoordeling effect effluent op ecologische waterkwaliteit. Interne memo Waterschap Aa en Maas.
- Verberk, W.C.E.P., P.F.M. Verdonschot, T. van Haaren & B. van Maanen (2012). Milieu- en habitatpreferenties van Nederlandse zoetwater- macrofauna. WEW Themanummer 23, Van de Garde-Jemen, Eindhoven. 32 pp.



Verdonschot, R.C.M. & P.F.M. Verdonschot (2020). Ontwikkeling van een quickscan ecologische kwaliteit voor langzaam stromende wateren in Zuid-Nederland op basis van macrofauna. Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen.

Vlek, H., R. Gylstra, R. Verdonschot & P. Verdonschot (2013). KRW QuickScan macrofauna 'overige wateren'. H2O-online/7 juni 2013.

Waterschap Aa en Maas (2021). Waterbeheerplan 2022-2027, <https://www.aaenmaas.nl/overons/waterbeheerplan-2022-2027/bekijk-wbp/>

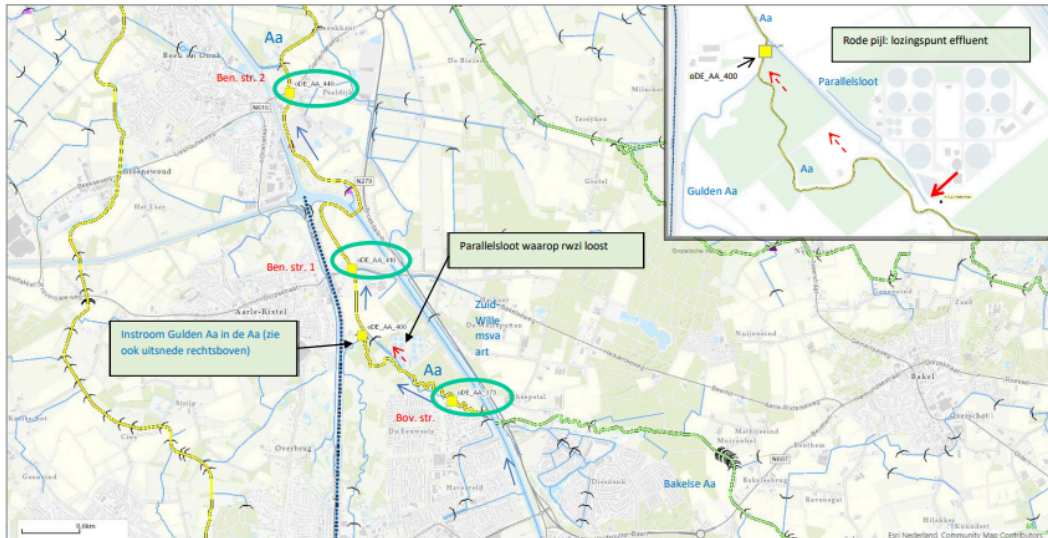
<https://www.stowa.nl/deltafacts/waterkwaliteit/kennisimpuls-waterkwaliteit/classificatie-en-communicatie-van-de-graad>.



Bijlage I

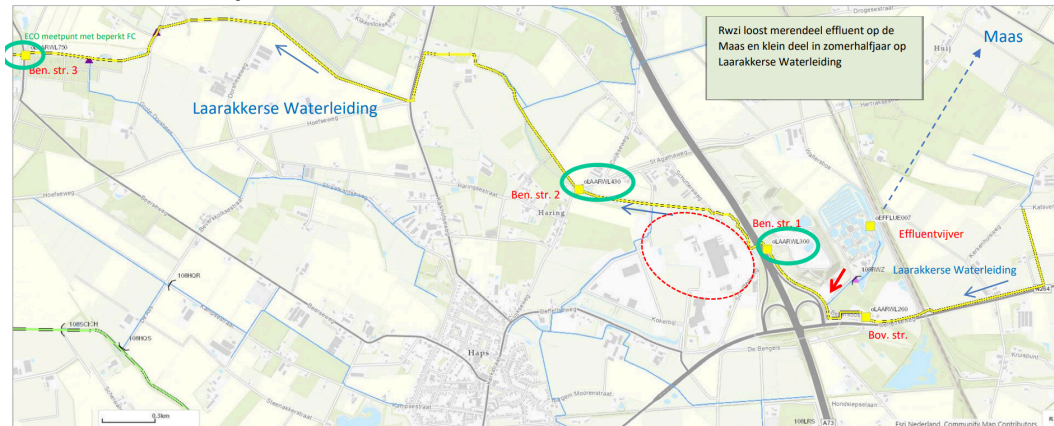
Ligging meetpunten per RWZI

RWZI Aarle-Rixtel



Ligging van de meetpunten waterkwaliteit (gele blokjes) ten opzichte van de RWZI Aarle-Rixtel in de Aa. De rode pijl geeft het lozingspunt van het effluent weer en de rode gestippelde pijl geeft de route weer van hoe het effluent in de Aa stroomt (zie ook detail uitsnede rechtsboven). De ecologische meetpunten zijn groen omcirkeld.

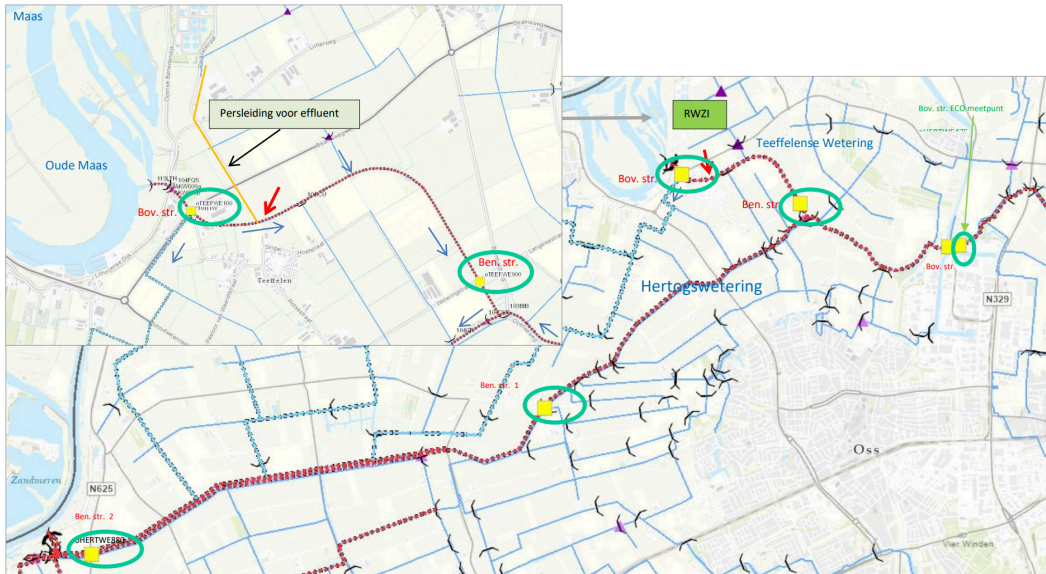
RWZI Land van Cuijk



Ligging van de meetpunten waterkwaliteit (gele blokjes) ten opzichte van de RWZI Land van Cuijk in de Laarakkerse Waterleiding. De rode pijl geeft het lozingspunt van het effluent via de effluentsloot weer. De rode gestippelde ellips geeft de ligging van bedrijvenpark Laarakker weer. De ecologische meetpunten zijn groen omcirkeld.

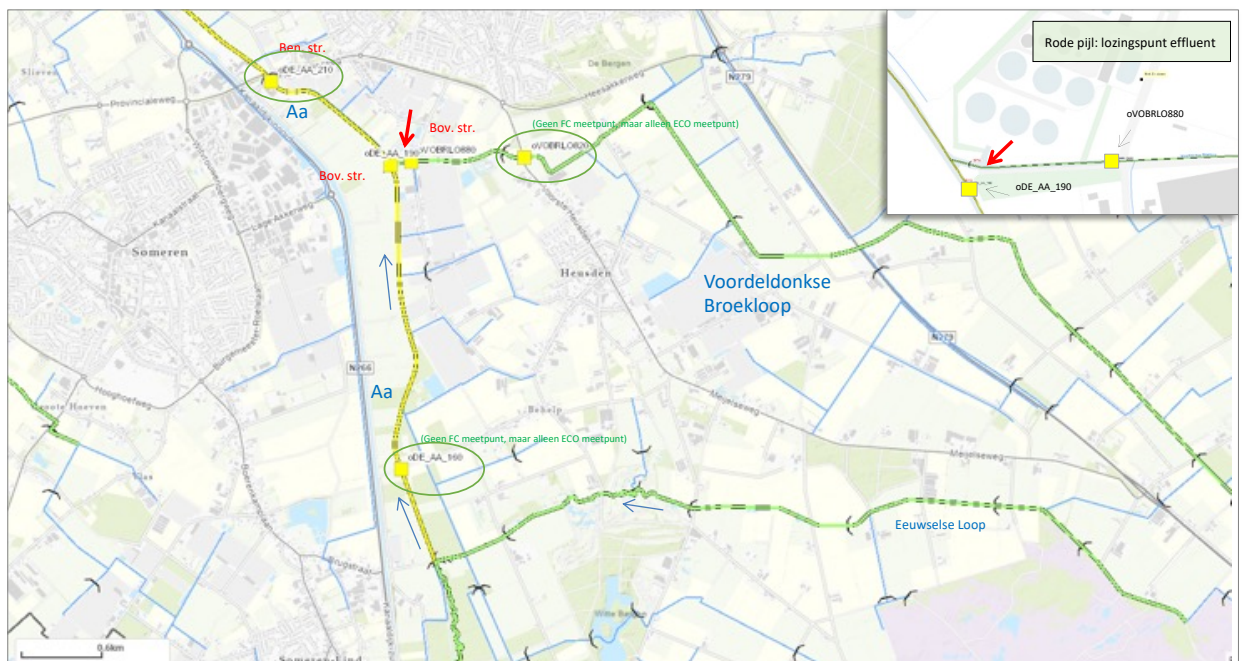


RWZI Oijen



Ligging van de meetpunten waterkwaliteit (gele blokjes) ten opzichte van de RWZI Oijen in de Teeffelse Wetering en de Hertogswetering. De rode pijl geeft het lozingspunt van het effluent weer via de persleiding (zie detailuitsnede linksboven voor het lozingspunt). De ecologische meetpunten zijn groen omcirkeld.

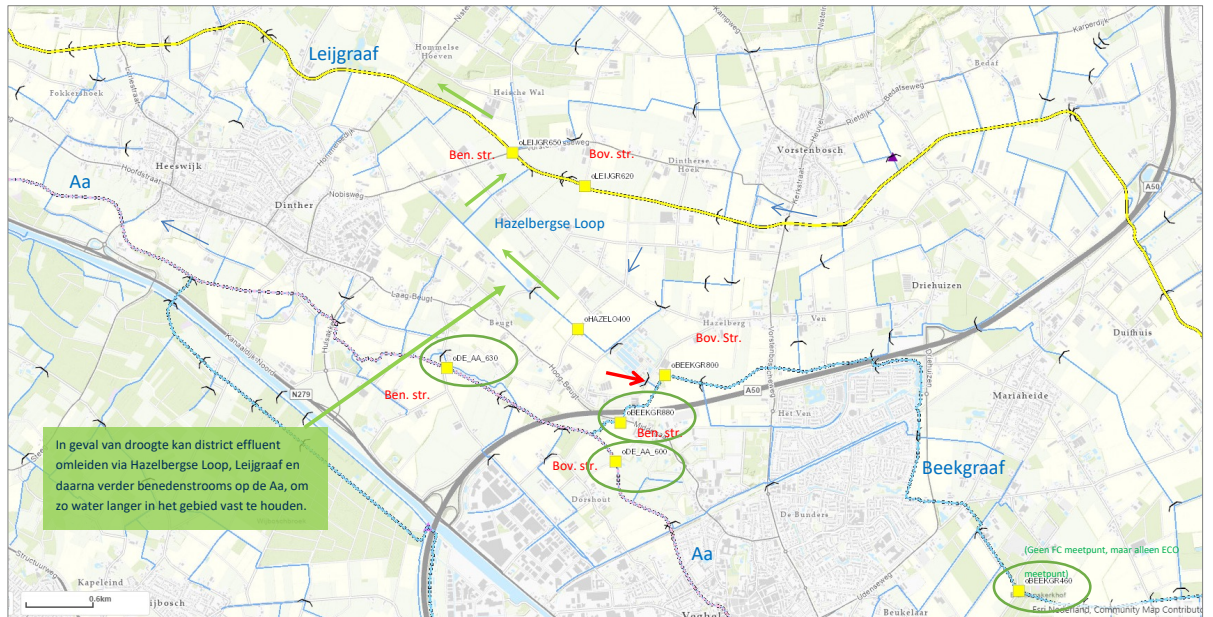
RWZI Asten



Ligging meetpunten waterkwaliteit (gele blokjes) ten opzichte van RWZI Asten in respectievelijk de Aa en Voordeldonkse Broekloop. De rode pijl geeft lozingspunt van het effluent weer in de Voordeldonkse Broekloop. Zie ook de detailuitsnede rechtsboven. De ecologische meetpunten zijn groen omcirkeld.



RWZI Dinther



Ligging meetpunten waterkwaliteit (gele blokjes) ten opzichte van RWZI Dinther in de Beekgraaf en in de Aa. De rode pijl geeft het lozingspunt van het effluent weer via de effluentsloot. De ecologische meetpunten zijn groen omcirkeld.

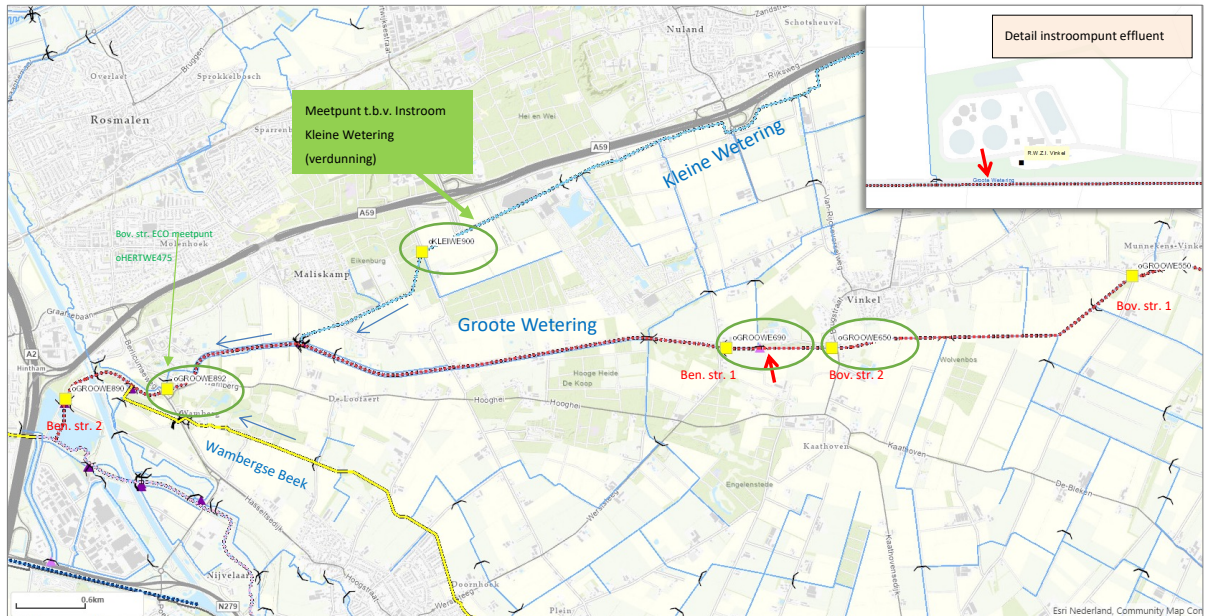
RWZI 's-Hertogenbosch



Ligging meetpunten waterkwaliteit (gele blokjes) ten opzichte van RWZI 's-Hertogenbosch in de Dieze. De rode pijl geeft het lozingspunt van het effluent weer. De ecologische meetpunten zijn groen omcirkeld.



RWZI Vinkel



Ligging meetpunten waterkwaliteit (gele blokjes) ten opzichte van RWZI Vinkel in de Grote Wetering en locatie instroom van de Kleine Wetering in Grote wetering. De rode pijl geeft het lozingspunt van het effluent op de Grote Wetering weer. Zie de detailuitsnede rechtsboven voor lozingspunt effluent. De ecologische meetpunten zijn groen omcirkeld.



Bijlage II Omschrijving meetpunten

RWZI	MEPID	MEPAN	WATERLOOP	OMSCHRIJVING	KRW- type	Ligging t.o.v. RWZI*	2020	2021	2022	Debietsaandeel effluent in ontvangend water (ZHG)**	Bijzonderheid ligging (zie ook kaart voor details in de bijlage van dit rapport)
Aarle-Rixtel	140409	ODE_AA_375		T.h.v. Plet van Bekhovenpad	R5	boven	x	x	x	n.v.t.	
	140218	ODE_AA_410	Aa	Aa Aarle-Rixtel, ben. str. RWZI	R5	benen 1	x	x	x	57	Tussen beide benedenstroomse meetlocaties wordt kanaalwater ingelaten
Asten	140214	ODE_AA_440		Aa Beek-Gemet	R20	benen 2	x	x	x	35	Effluent komt vrijwel aan het einde in deze waterloop uit op de Aa
	140222	OVBRLO820	Voordeldonkse Broekloop	brug in de weg Heusden-Asten	M1a	boven	-	-	-	n.v.t.	
	140377	ODE_AA_160	Aa	10 m Benedenstr. Kalkweg, builen belonnen bak	R5	boven	-	-	-	n.v.t.	
	140409	ODE_AA_210		Aa Heesakkerweg te Asten	R5	benen	-	-	-	39	
Dinther	900009	OBEEKGR460	Beekgraaf	bovenstrooms Veghel bij Welven	M1a	boven	-	-	-	n.v.t.	
	140274	OBEEKGR800		Ben. str. overhulzing A50	M1a	benen	-	-	-	81	
	900003	ODE_AA_600	Aa	bovenstrooms Beekgraaf RWZI Dinther	R6	boven	-	-	-	n.v.t.	
Land van Guljk	900001	ODE_AA_630		bovenstrooms Veghel instr. Beekgraaf	R6	benen	-	-	-	?	RWZI loost eerst op de beekgraaf welke binnen 2 km op de Aa komt
	349100	OLAARWI430	Laarakkerse Waterleiding	Bovenstr. stuw WDS nabij Mondbeestraat	R20	benen 1	x	x	x	100	Geen representatief bovenstroomsmeetlocatie beschikbaar (droogvallend). Effluent is in zomerhalfjaar de hoofdtoevoer voor deze waterloop.
	900037	OLAARWI750		Heuf (Oltersgraaf)	R20	benen 2	x	x	x	90-100	
	340455	OTEEFWE100	Teeffelse Wetering	Oijen	M3	boven	x	x	x	n.v.t.	
Oijen	340452	OTEEFWE900		voortuitmonding in de Hertogswetering	M3	benen	x	x	x	50	
	140408	OHERTWE475		T.h.v. Nieuwe Waterweg	M3	boven	x	x	x	n.v.t.	RWZI loost eerst op de Teeffelse Wetering en vervolgens op de Hertogswetering
S-Hertogenbosch	340438	OHERTWE690	Hertogswetering	weg Oss - Het Wild	M3	benen 1	x	x	x	28	
	340436	OHERTWE880		brug in de weg Empel - 't Wild	M3	benen 2	x	x	x	28	
	340405	ODIEZE_500	Dieze	bovenstrooms RWZI Den Bosch gr.v. Solsweg	R6	boven	-	-	-	n.v.t.	
	342420	ODIEZE_900		bov. str. stuw Crevecoeur ben. str. RWZI	R6	benen	-	-	-	8	
Vinkel	140292	OGROOWE650	Groote Wetering	Gr. Wetering Bov. str. RWZI Vinkel, Brugstraat	M3	boven	-	-	-	n.v.t.	
	140391	OGROOWE690	Groote Wetering	bovenstrooms stuw c. Coppense Dijk	M3	benen 1	-	-	-	(49)	Kan veel hoger zijn. In de zomer bij weinig tot geen bovenstroomse aanvoer.
	140294	OKLEIWE900	Kleine Wetering	Kleine Wetering Waalkamp, Veedijk	M1a	benen 0	-	-	-	n.v.t.	Onbevoerd door RWZI, stroomt in Groote Wetering tussen mpt 690 en 892.
	140373	OGROOWE892	Groote Wetering	Ca. 50 m bov. str. brug Berlicumseweg	M3	benen 2	-	-	-	(49)	Kan lager zijn, tot 0% in de zomer bij weinig tot geen bovenstroomse aanvoer vanuit Groote Wetering, danwel Kleine Wetering.

*: Volgnummer geeft volgorde aan ten opzichte van instroom effluent, waarbij 1 is dichtst bij gelegen bij instroom effluent.

** Bron: Jaarrapportage RWZI-metnet en Van Zuilichem & Zorzano, 2022



Bijlage III Maai- en baggerwerkzaamheden

Data maai- en baggerwerkzaamheden en de tijdstippen van de bemonsteringen van diatomeeën en macrofauna bij de RWZI's Aarle-Rixtel, Oijen en Land van Cuijk.

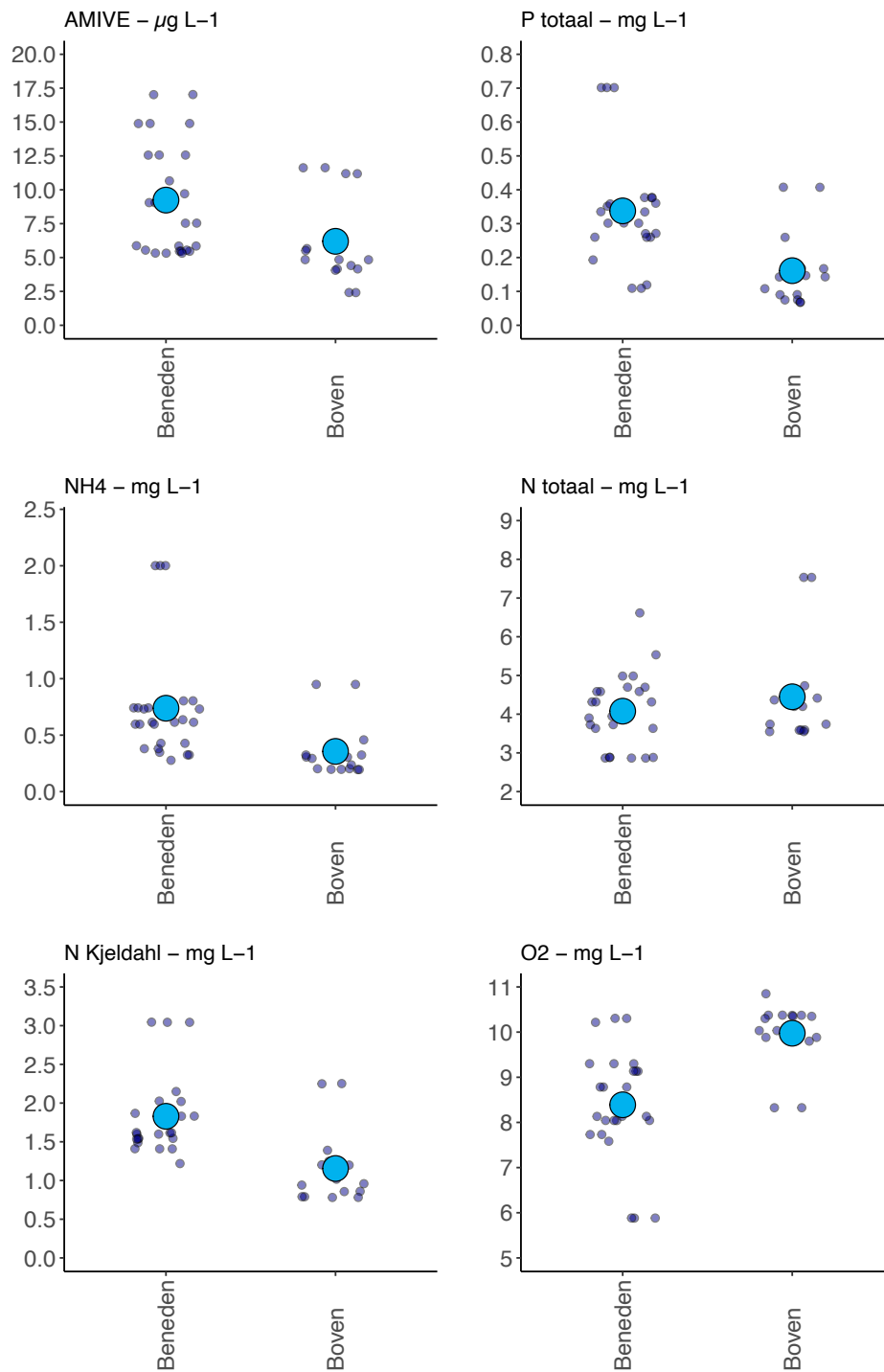
MEPAN	MEPID	ligging meetpunt tov RWZI	monstername diatomeeën	macrofauna	maaien	baggeren	monstername diatomeeën	macrofauna	maaien	baggeren	monstername diatomeeën	macrofauna	maaien	baggeren
Aarle-Rixtel			2020			2021			2022					
oDE_AA_375*	140409	boven	15-04-2020	29-05-2020	6 - 12 juli	-	23-04-2021	10-06-2021	21 - 27 juni	eind 2021	15-04-2022	02-06-2022	niet	-
oDE_AA_410*	140218	beneden	15-04-2020	25-05-2020	15 - 21 juni	-	16-04-2021	27-08-2021	14 - 20 juni	-	15-04-2022	22-06-2022	20 - 26 juni	-
oDE_AA_440	140214	beneden	15-04-2020	29-05-2020	29 jun - 15 juli	-	23-04-2021	22-06-2021	28 mei - 15 jun	-	15-04-2022	24-06-2022	rond 30 juni	-
*): Dit zijn de perioden die door de aannemer zijn ingediend. Veelal is in deze week gemaaid of de week ervoor.														
Oijen														
oHERTWE475	140408	boven	15-04-2020	15-09-2020	7 jul - 21 jul	-	01-05-2021	09-06-2021	30 jun - 12 jul	-	22-04-2022	22-06-2022	14 jul - 27 jul	-
oHERTWE690	340438	beneden	18-04-2020	01-09-2020	30 jun - 1 jul	-	22-04-2021	09-06-2021	20 jul - 21 jul	-	22-04-2022	22-06-2022	14 jul - 19 jul	-
oHERTWE880	340436	beneden	18-04-2020	01-09-2020	30 jun - 1 jul	-	22-04-2021	09-06-2021	20 jul - 21 jul	-	22-04-2022	20-06-2022	14 jul - 19 jul	-
oTEEFWE100	340455	boven	15-04-2020	15-09-2020	30 jun - 7 jul	-	22-04-2021	09-06-2021	30 jun - 6 jul	-	22-04-2022	09-06-2022	14 jul - 20 jul	-
oTEEFWE900	340452	beneden	15-04-2020	31-08-2020	30 jun - 7 jul	-	01-05-2021	09-06-2021	30 jun - 6 jul	-	22-04-2022	09-06-2022	14 jul - 20 jul	-
Land van Cuijk														
oLAARWL430**	349100	beneden	geen data	29-05-2020	15 - 29 juni	-	geen data	10-06-2021	7 juni***	-	geen data	23-06-2022	5 juni - 15 jul	-
oLAARWL750**	900037	beneden	geen data	17-06-2020	06-jul	-	geen data	27-08-2021	7 juni***	-	geen data	23-06-2022	15-jul	-
**): Hier zijn de maaiperioden van twee aangrenzende maaivakken bij elkaar genomen (begin en eind datum van beide vakken). Beide meetpunten liggen namelijk net op de grens van twee maaivakken.														
***): Maaien was afgekeurd, niet goed uitgevoerd en daarom in september extra gemaaid.														
N.B. Geen data: Bij RWZI Land van Cuijk is t.b.v. project RWZI's alleen macrofauna gemeten en op overige locaties macrofauna en diatomeeën.														
monsters mogelijk beïnvloed door maaiwerkzaamheden rond tijdstip monstername							monsters mogelijk beïnvloed door baggerwerkzaamheden seizoen voor monstername							



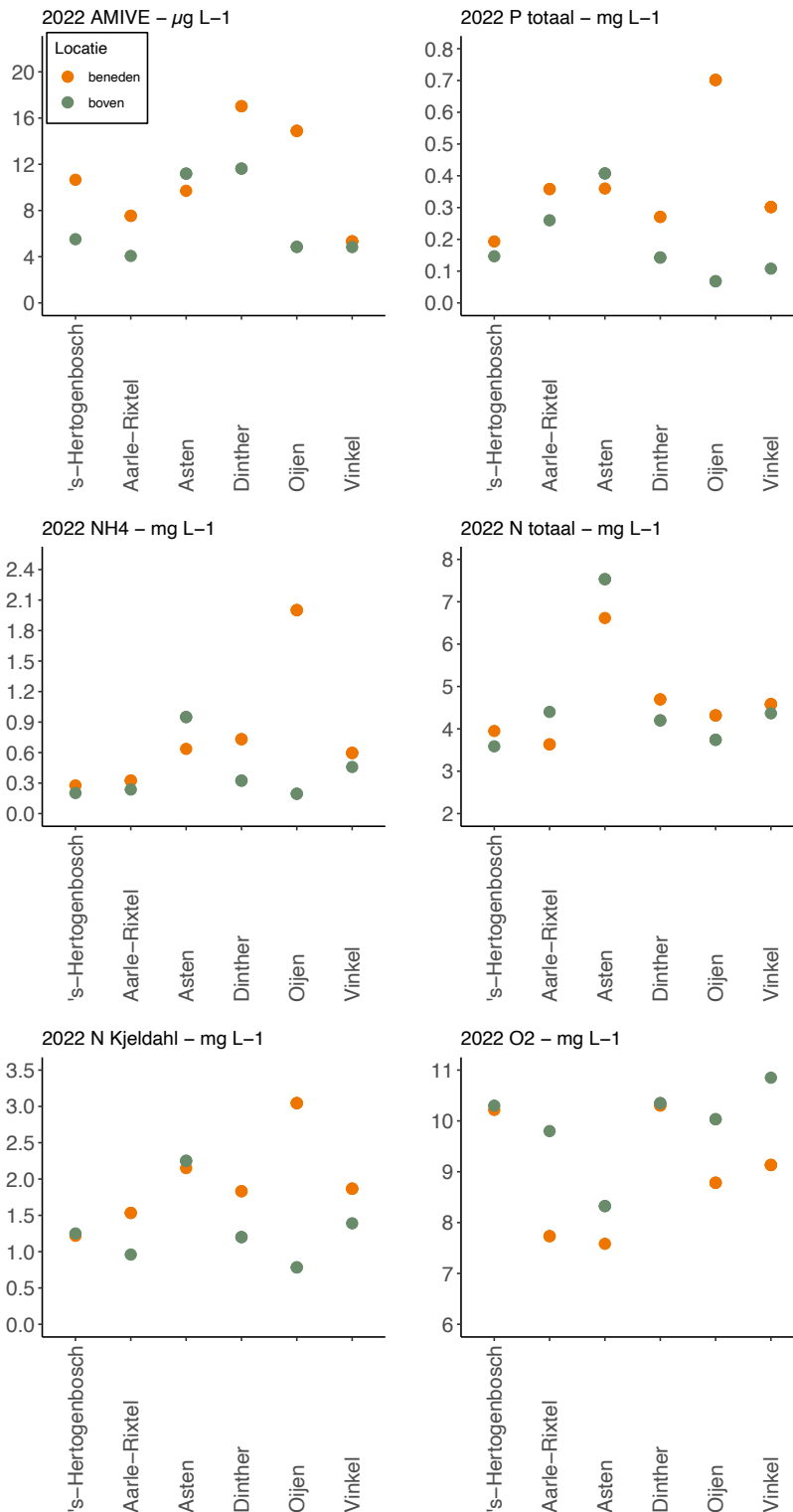
Bijlage IV Verkenning effecten waterkwaliteit

In hoofdstuk 4 is ingegaan op de effecten van verschillende waterkwaliteitsparameters op diatomeeën- en macrofaunagemeenschappen. In onderstaande bijlage worden voor zes relevante parameters (AMIVE – metalen, totaal P, NH₄, totaal N, N Kjeldahl en zuurstof) gemiddelde waarden weergegeven van meetlocaties beneden- en bovenstrooms van alle RWZI-locaties (periode 2020 – 2022) en voor afzonderlijke RWZI-locaties (boven- en benedenstrooms) voor het jaar 2022.

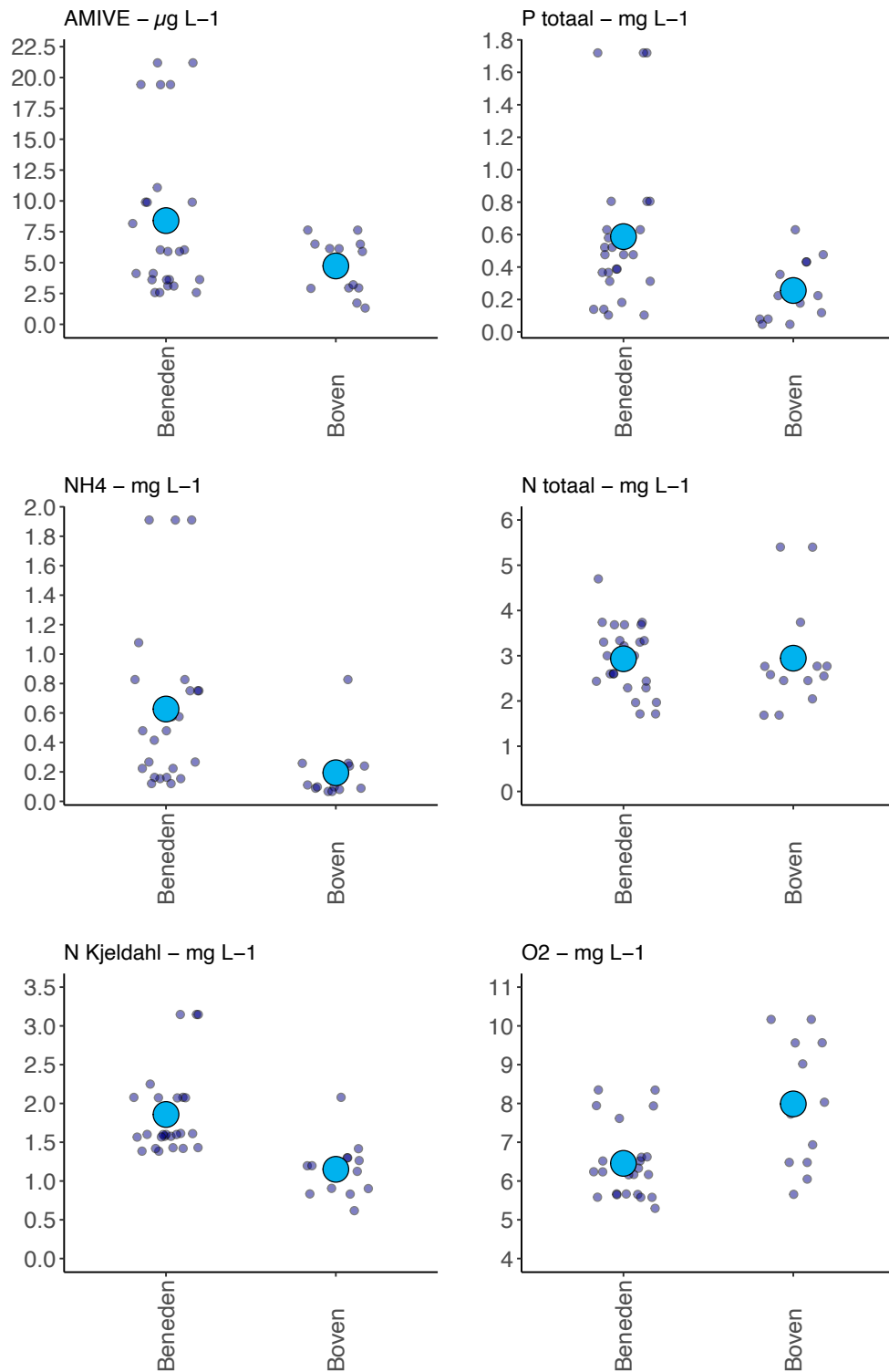
De waterkwaliteitsparameters zijn verkregen uit het chemiemeetnet van Aa & Maas waarbij voor elke meetpunt van diatomeeën/macrofauna chemie-data van de meetlocatie is gebruikt die het meest nabij de betreffende monsterlocatie van diatomeeën/macrofauna ligt. Voor de analyses van diatomeeën zijn chemiemetingen uit de periode feb t/m mei gebruikt, voor de macrofauna uit de periode mei t/m augustus.



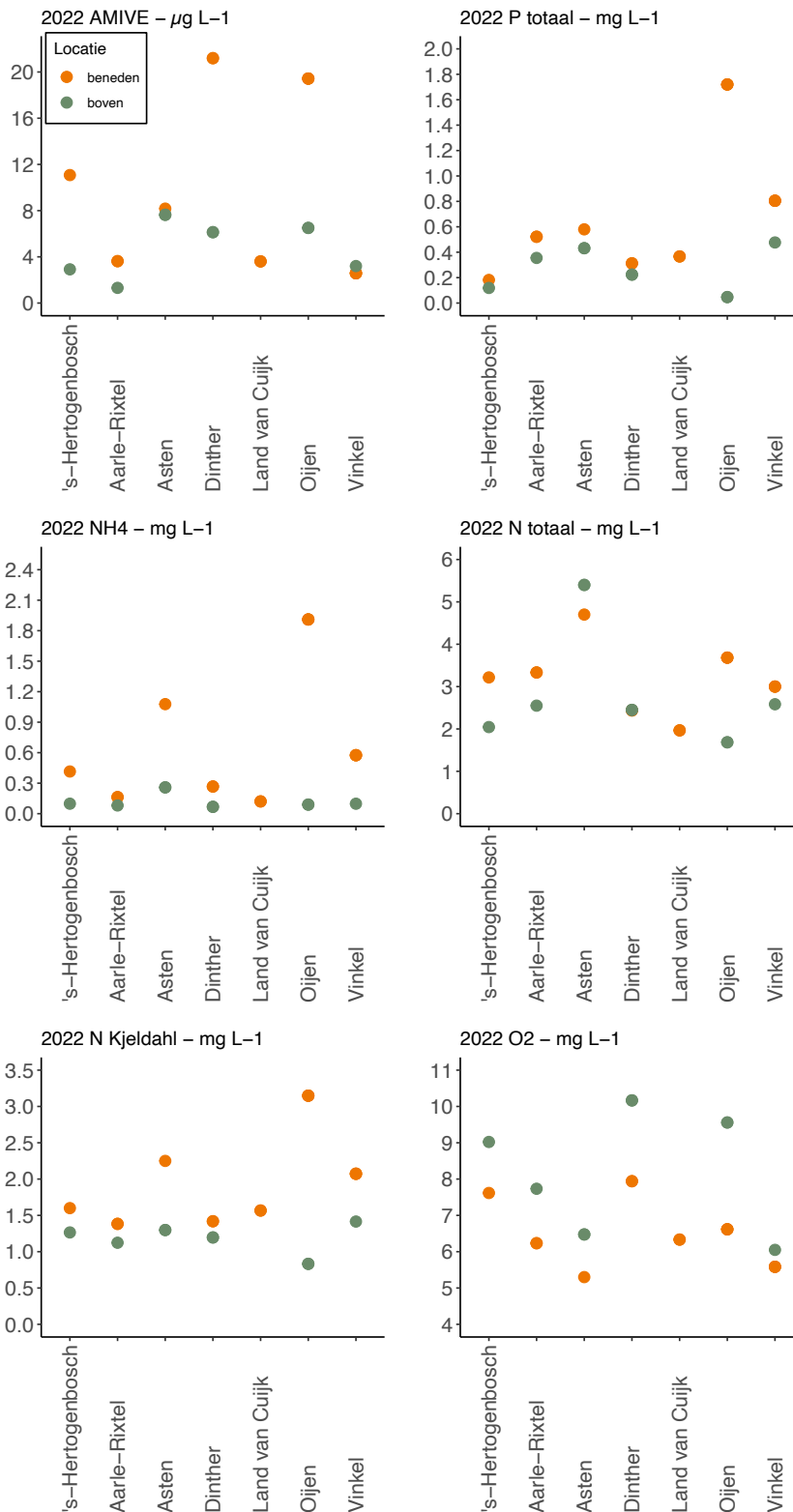
Bijlage IVa. Gemiddelde (grote lichtblauwe cirkels) en afzonderlijke (blauwe bolletjes) waarden van zes waterkwaliteitsparameters (chemiedata Aa & Maas) van meetlocaties beneden- en bovenstrooms van alle RWZI-locaties (periode 2020 – 2022) voor de meetperiode representatief voor diatomeeën (feb t/m mei)



Bijlage IVb. Afzonderlijke waarden van zes waterkwaliteitsparameters (chemiedata Aa & Maas) van meetlocaties beneden- (oranje bolletjes) en bovenstrooms (groene bolletjes) van alle RWZI-locaties (jaar 2022) voor de meetperiode representatief voor diatomeeën (feb t/m mei).



Bijlage IVc. Gemiddelde (grote lichtblauwe cirkels) en afzonderlijke (blauwe bolletjes) waarden van zes waterkwaliteitsparameters (chemiedata Aa & Maas) van meetlocaties beneden- en bovenstrooms van alle RWZI-locaties (periode 2020 – 2022) voor de meetperiode representatief voor macrofauna (mei t/m augustus).



Bijlage IVd. Afzonderlijke waarden van zes waterkwaliteitsparameters (chemiedata Aa & Maas) van meetlocaties beneden- (oranje bolletjes) en bovenstrooms (groene bolletjes) van alle RWZI-locaties (jaar 2022) voor de meetperiode representatief voor diatomeeën (feb t/m mei).



Bijlage V Totaaloverzicht EKR- en IPS-scores

Meetobject.lokaalID	Meetobject.omschrijving	waterloop	RWZI	Ligging	KRW-watertype	Datum	diatomeeën	IPS	Datum	macrofauna
				t.o.v. RWZI	code		EKR			EKR
140409	oDE_AA_375	Aa	Aarle-Rixtel	boven	R5	15-04-2020	0,59	12,45	29-05-2020	0,45
140409	oDE_AA_375	Aa	Aarle-Rixtel	boven	R5	23-04-2021	0,70	14,40	10-06-2021	0,34
140409	oDE_AA_375	Aa	Aarle-Rixtel	boven	R5	15-04-2022	0,56	12,49	02-06-2022	0,40
140218	oDE_AA_410	Aa	Aarle-Rixtel	beneden 1	R5	15-04-2020	0,56	11,85	25-05-2020	0,26
140218	oDE_AA_410	Aa	Aarle-Rixtel	beneden 1	R5	16-04-2021	0,64	13,21	10-06-2021	0,29
140218	oDE_AA_410	Aa	Aarle-Rixtel	beneden 1	R5	15-04-2022	0,58	12,29	22-06-2022	0,31
140214_R20	oDE_AA_440	Aa	Aarle-Rixtel	beneden 2	R20	15-04-2020	0,61	12,99	29-05-2020	0,45
140214_R20	oDE_AA_440	Aa	Aarle-Rixtel	beneden 3	R20	23-04-2021	0,58	10,85	22-06-2021	0,34
140214_R20	oDE_AA_440	Aa	Aarle-Rixtel	beneden 4	R20	15-04-2022	0,47	10,31	24-06-2022	0,46
140214_R5	oDE_AA_440	Aa	Aarle-Rixtel	beneden 5	R5	15-04-2020	0,61	12,99	29-05-2020	0,33
140214_R5	oDE_AA_440	Aa	Aarle-Rixtel	beneden 6	R5	23-04-2021	0,58	10,85	22-06-2021	0,29
140214_R5	oDE_AA_440	Aa	Aarle-Rixtel	beneden 7	R5	15-04-2022	0,47	10,31	24-06-2022	0,36
140222	oVOBRLO820	Voordeldonkse Broekloop	Asten	boven	M1a	-	-	9,57	27-06-2022	0,27
140377	oDE_AA_160	Aa	Asten	boven	R5	10-04-2022	0,52	11,05	27-06-2022	0,25
149409	oDE_AA_210	Aa	Asten	beneden	R5	11-04-2022	0,56	12,06	27-06-2022	0,27
900009	oBEEKGR460	Beekgraaf	Dinther	boven	M1a	-	-	11,69	21-06-2022	0,45
140274	oBEEKGR880	Beekgraaf	Dinther	beneden	M1a	-	-	8,87	21-06-2022	0,36
900003	oDE_AA_600	Aa	Dinther	boven	R6	22-04-2022	0,60	13,13	21-06-2022	0,42
900001	oDE_AA_630	Aa	Dinther	beneden	R6	22-04-2022	0,61	13,25	21-06-2022	0,42
349100_R20	oLAARWL430	Laarakkerse Waterleiding	Land van Cuijk	beneden 1	R20	-	-	-	29-05-2020	0,363
349100_R5	oLAARWL430	Laarakkerse Waterleiding	Land van Cuijk	beneden 1	R5	-	-	-	29-05-2020	0,275
349100_R20	oLAARWL430	Laarakkerse Waterleiding	Land van Cuijk	beneden 1	R20	13-04-2021	0,53	-	10-06-2021	0,33
349100_R5	oLAARWL430	Laarakkerse Waterleiding	Land van Cuijk	beneden 1	R5	13-04-2021	0,53	-	10-06-2021	0,25
900037_R20	oLAARWL750	Laarakkerse Waterleiding	Land van Cuijk	beneden 2	R20	15-04-2020	0,62	-	17-06-2020	0,46
900037_R20	oLAARWL750	Laarakkerse Waterleiding	Land van Cuijk	beneden 2	R20	13-04-2021	0,49	-	10-06-2021	0,40
900037_R5	oLAARWL750	Laarakkerse Waterleiding	Land van Cuijk	beneden 2	R5	15-04-2020	0,62	14,42	17-06-2020	0,30
900037_R5	oLAARWL750	Laarakkerse Waterleiding	Land van Cuijk	beneden 2	R5	13-04-2021	0,49	11,51	10-06-2021	0,24
900037_R20	oLAARWL750	Laarakkerse Waterleiding	Land van Cuijk	beneden 2	R20	-	-	-	23-06-2022	0,384
900037_R5	oLAARWL750	Laarakkerse Waterleiding	Land van Cuijk	beneden 2	R5	-	-	-	23-06-2022	0,309
340455	oTEEFWE100	Teeffelse Wetering	Oijen	boven	M3	-	-	9,38	15-09-2020	0,40
340455	oTEEFWE100	Teeffelse Wetering	Oijen	boven	M3	-	-	14,98	09-06-2021	0,69
340455	oTEEFWE100	Teeffelse Wetering	Oijen	boven	M3	-	-	11,61	09-06-2022	0,33
340452	oTEEFWE900	Teeffelse Wetering	Oijen	beneden	M3	-	-	9,65	31-08-2020	0,43
340452	oTEEFWE900	Teeffelse Wetering	Oijen	beneden	M3	-	-	8,38	09-06-2021	0,25
340452	oTEEFWE900	Teeffelse Wetering	Oijen	beneden	M3	-	-	8,87	09-06-2022	0,34
140408	oHERTWE475	Hertogswetering	Oijen	boven	M3	-	-	13,32	15-09-2020	0,57
140408	oHERTWE475	Hertogswetering	Oijen	boven	M3	-	-	14,42	09-06-2021	0,73
140408	oHERTWE475	Hertogswetering	Oijen	boven	M3	-	-	15,09	22-06-2022	0,61
340438	oHERTWE690	Hertogswetering	Oijen	beneden 1	M3	-	-	12,71	01-09-2020	0,37
340438	oHERTWE690	Hertogswetering	Oijen	beneden 1	M3	-	-	9,80	09-06-2021	0,31
340438	oHERTWE690	Hertogswetering	Oijen	beneden 1	M3	-	-	15,01	22-06-2022	0,34
340436	oHERTWE880	Hertogswetering	Oijen	beneden 2	M3	-	-	11,20	01-09-2020	0,28
340436	oHERTWE880	Hertogswetering	Oijen	beneden 2	M3	-	-	10,88	09-06-2021	0,38
340436	oHERTWE880	Hertogswetering	Oijen	beneden 2	M3	-	-	7,84	20-06-2022	0,30
340405	oDIEZE_550	Dieze	's-Hertogenbosch	boven	R6	22-04-2022	0,69	14,13	22-06-2022	0,44
342420	oDIEZE_900	Dieze	's-Hertogenbosch	beneden	R6	22-04-2022	0,45	10,06	20-06-2022	0,39
140292	oGROOWE650	Groote Wetering	Vinkel	boven	M3	-	-	15,59	20-06-2022	0,65
140294	oKLEIWE900	Kleine Wetering	Vinkel	beneden 0	M1a	-	-	13,64	22-06-2022	0,64
140391	oGROOWE690	Groote Wetering	Vinkel	beneden 1	M3	-	-	13,24	22-06-2022	0,52
140373	oGROOWE892	Groote Wetering	Vinkel	beneden 2	M3	-	-	13,57	22-06-2022	0,56

*: Volgnummer geeft volgorde aan ten opzichte van instroom effluent, waarbij 1 is dichtst bijgelegen bij instroom effluent.



Bijlage VI Tabellen quickscan macrofauna

Tabel 1. Lijst met taxa en bijbehorende score opgenomen in de maatlat KRW Quick Scan macrofauna voor M01a. De score is direct gerelateerd aan het voorkomen van een soort in monsters van een bepaalde ecologische kwaliteit (score 1 is slecht, score 4 is goed). De term 'overige' in de kolom taxon geeft aan dat er bij het determineren binnen de hoofdgroep nog andere taxa worden onderscheiden (zie Appendix 1).

Taxon determinatieniveau	Indeling taxonomische hoofdgroep	Score
Glossiphoniidae	Bloedzuigers	1
Caenidae	Haften	3
overige Ephemeroptera	Haften	3
Halipus sp	Kevers	2
overige Coleoptera	Kevers	1
overige Trichoptera met koker	Kokerjuffers	4
Trienodes bicolor	Kokerjuffers	3
Hydroptilidae	Kokerjuffers	4
Tricladida	Platwormen	1
Lymnaeidae	Weekdieren-slakken	1
Valvatidae	Weekdieren-slakken	2
overige Gastropoda toren	Weekdieren-slakken	1
Planorbidae	Weekdieren-slakken	1
Culicidae	Tweevleugeligen	-1
Sphaeriidae	Weekdieren-tweekleppigen	1
Chironomidae	Muggenlarven	1
overige Diptera	Tweevleugeligen	1
Gammaridae	Vlokreeften	3*
Corixidae	Wantsen	3
Mesoveliidae/Velidae	Wantsen	4
Naucoridae	Wantsen	4
Notonectidae	Wantsen	3*
Plea sp	Wantsen	3*
Zygoptera	Libellen	3
Hydracarina	Watermijten	1
Asellidae	Pisebedden	1
Naididae	Borstelwormen	1
Tubificidae	Borstelwormen	1

*score aangepast op basis van expert-kennis



Tabel 2. Lijst met dominante taxa en bijbehorende score opgenomen in de maatlat KRW Quick Scan macrofauna voor M01a

Taxon determinatieniveau	Indeling taxonomische hoofdgroep	Aantal individuen	Score
Culicidae	Steekmuggen	>50	-4
Gammaridae	Vlokreeften	>100	4
Hydracarina	Watermijten	< 10	-4
Hydracarina	Watermijten	>100	4
Tubificidae	Zoetwaterborstelwormen	>200	-8

Tabel 3. Klassengrenzen voor de maatlat KRW Quick Scan macrofauna

Ecologisch potentieel	KRW Quick Scan score
Goed	≥50
Matig	≥ 40 - <50
Ontoereikend	≥15 - <40
Slecht	< 15